

Az éghajlatváltozás hazai természetközeli élőhelyekre gyakorolt hatásainak modellezése

Doktori (PhD) értekezés

Czucz Bálint

Budapest, 2010.

A doktori iskola

megnevezése: Kertészettudományi Doktori Iskola

tudományága: Növénytermesztési és kertészeti tudományok

vezetője: Dr. Tóth Magdolna, D.Sc.
tanszékvezető egyetemi tanár
Budapesti Corvinus Egyetem, Kertészettudományi Kar
Gyümölcsstermő Növények Tanszék

Témavezetők:

Dr. Tőkei László, C.Sc.
tanszékvezető egyetemi docens
Budapesti Corvinus Egyetem, Kertészettudományi Kar
Talajtan és VízgazdálkodásTanszék

Dr. Kröel-Dulay György, PhD
tudományos főmunkatárs
MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet
Növényökológiai Osztály

A jelölt a Budapesti Corvinus Egyetem Doktori Szabályzatában előírt valamennyi feltételnek eleget tett, az értekezés műhelyvitájában elhangzott észrevételeket és javaslatokat az értekezés átdolgozásakor figyelembe vette, ezért az értekezés nyilvános vitára bocsátható.

.....
Az iskolavezető
jóváhagyása

.....
A témavezető
jóváhagyása

.....
A témavezető
jóváhagyása

A Budapesti Corvinus Egyetem Élettudományi Területi Doktori Tanács 2010. október 5-ei határozatában a nyilvános vita lefolytatására az alábbi bíráló Bizottságot jelölte ki:

BÍRÁLÓ BIZOTTSÁG:

Elnöke

Hrotkó Károly, DSc

Tagjai

Báldi András, DSc

Czira Tamás, PhD

Kertész Miklós, PhD

Ladányi Márta, PhD

Opponensek

Horváth Levente, PhD

Pálvölgyi Tamás, PhD

Titkár

Ladányi Márta, PhD

Tartalomjegyzék

Rövidítések jegyzéke	3
1. Bevezetés	6
1.1. A természet mint barométer	6
1.2. A szemléletváltás szükségessége	8
1.3. A tudomány szerepe	10
2. Irodalmi áttekintés	12
2.1. Az éghajlatváltozás ökológiai hatásai	12
2.1.1. Melegebb idő, nagyobb produkció? – fiziológiai hatások	13
2.1.2. A (túl) korai kikelet – fenológiai hatások	15
2.1.3. A fajok (el)vándorlása – faj-elterjedési és gyakorisági változások	17
2.1.4. Ez már nem az az erdő – közösségek átalakulása	20
2.1.5. A változás mint lehetőség – evolúciós adaptáció	21
2.2. Fajok és közösségek elterjedésének modellezése	22
2.3. A sérülékenységi elemzések módszertana	28
2.3.1. A sérülékenység koncepciója	28
2.3.2. Az ökológiai sérülékenység	34
3. A megoldandó feladatok ismertetése	39
4. Az elemzés alapegységei és felbontása	42
5. Kitérítés	46
5.1. A magyarországi éghajlatváltozás becslése globális klímaprojekciók leskálázásával	46
5.1.1. Anyag és módszer	46
5.1.2. Eredmények és értékelésük	49
6. Érzékenység és várható hatás	51
6.1. A közvetlen éghajlat-érékenység modellezése	54
6.1.1. Anyag	54
6.1.2. Módszerek	57
6.1.3. Eredmények és értékelésük	61
6.2. A teljes várható hatás élőhelyenkénti becslése	65
6.2.1. Anyag és módszer	65
6.2.2. Eredmények és értékelésük	69
7. Alkalmazkodóképesség	72
7.1. Az adaptáció elvi modellje	72
7.2. Az alkalmazkodóképesség indikátorai	76

7.2.1. Lokális reziliencia	76
7.2.2. Menedék-elvű adaptáció	78
7.2.3. Vándorlás-elvű adaptáció.....	80
7.3. Az indikátorok tesztelése	81
7.3.1. Anyag	82
7.3.2. Módszerek.....	86
7.3.3. Eredmények	91
7.3.4. Diskusszió	94
7.4. Az alkalmazkodóképesség becslése.....	97
7.4.1. Anyag és módszer	97
7.4.2. Eredmények és értékelésük.....	100
8. Sérülékenység	103
9. Eredmények és konklúziók	106
9.1. Tudományos és módszertani eredmények	106
9.1.1. Az új tudományos eredmények rövid összefoglalása (tézisek)	107
9.2. Társadalmi hasznosíthatóság.....	112
10. Összefoglalás / Summary	115
Mellékletek.....	117
M1 melléklet: Felhasznált irodalmi források	117
M2 melléklet: A MÉTA program során térképezett élőhelyek jegyzéke	138
M3 melléklet: Az élőhelyek elterjedésében tapasztalható közvetlen éghajlat-érzékenység modellezésének részletes eredményei.....	151
M4 melléklet: Várható hatás térképek a legérzékenyebb élőhelyekről	153
M5 melléklet: A szakértői csoport tagjai által kitöltött kérdőív	157
M6 melléklet: Szakértői értékelés eredményei	161
M7 melléklet: Homoki fajlista a parlagregeneráció sikerességének a jellemzésére	163
Köszönetnyilvánítás	164

Rövidítések jegyzéke

AA	alkalmazkodási elemzés (adaptation policy assessment)
AIC	Akaike-féle információs kritérium (Akaike information criterion)
Á-NÉR	Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer
ANN	mesterséges ideghálózatok (artificial neural networks)
ANOVA	variancia analízis (analysis of variance)
AR4	Negyedik Értékelő Jelentés (Fourth Assessment Report)
AUC	az ROC görbe alatti terület (area under curve)
CART	klasszifikációs és regressziós fa vagy döntési fa (classification and regression trees)
CCIAV	éghajlati hatásokat, sérülékenységet vagy alkalmazkodást vizsgáló elemzés (climate change impact, adaptation and vulnerability assessment)
CLC-50	A hazai 1:50000-es felbontású módosított CORINE felszínborítási (CORINE land cover) adatbázis (Büttner et al. 2004)
CLC-100	A pán-európai térség minden országában hozzáférhető eredeti CORINE felszínborítási (CORINE land cover) adatbázis (Bossard et al. 2000)
CMIP3	Coupled Model Intercomparison Project Phase 3
CORINE	Coordination of Information on the Environment
DGVM	dinamikus globális vegetációs modell (dynamic global vegetation model)
DVM	dinamikus vegetációs modell (dynamic vegetation model)
GAM	általánosított additív modell (generalized additive model)
GCM	általános légköri modell vagy globális éghajlati modell (general circulation model / global climate model)
GLM	általánosított lineáris modell (generalized linear model)
GVI	általánosított variancianövekedési faktor (generalized variance inflation factor)
HDM	élőhely-elterjedési modell (habitat distribution model)
IA	hatáselemzés (impact assessment)
IPCC	Éghajlatváltozási Kormányközi Testület (Intergovernmental Panel on Climate Change)
LTER	Hosszútávú ökológiai kutatás (long-term ecological research)

LTSER	Hosszútávú társadalmi-ökológiai kutatás (long-term socio-ecological research)
MEA	Millenniumi Ökoszisztéma Értékelés (Millennium Ecosystem Assessment)
MÉTA	Magyarország Élőhelyeinek Térképi Adatbázisa
NBmR	Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer
NCI	természeti tőke index (natural capital index)
NÉS	Nemzeti Éghajlatváltozási Stratégia
OMSZ	Országos Meteorológiai Szolgálat
ÖBKI	Magyar Tudományos Akadémia Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete (MTA ÖBKI)
PFT	növényi funkcionális csoport (plant functional type)
RCM	regionális éghajlati modell (regional climate model)
ROC	receiver operating characteristics
SDM	faj-elterjedési modell (species distribution model)
SRES	emissziós forgatókönyvek (Special Report on Emission Scenarios)
VA	sérülékenységi elemzés (vulnerability assessment)

*„We will not be able to mitigate climate change or adapt to it
if we do not protect our ecosystems and biodiversity.
And we will not manage to halt the loss of biodiversity
if we do not mitigate climate change.”*

*„Nem leszünk képesek megállítani az éghajlatváltozást, vagy
alkalmazkodni hozzá, ha nem őrizzük, védjük meg az ökoszisztémáinkat.
És nem fogjuk tudni megállítani az ökoszisztémák pusztulását sem,
ha nem tudjuk fékentartani az éghajlatváltozást.”*

Connie Hedegaard

1. Bevezetés

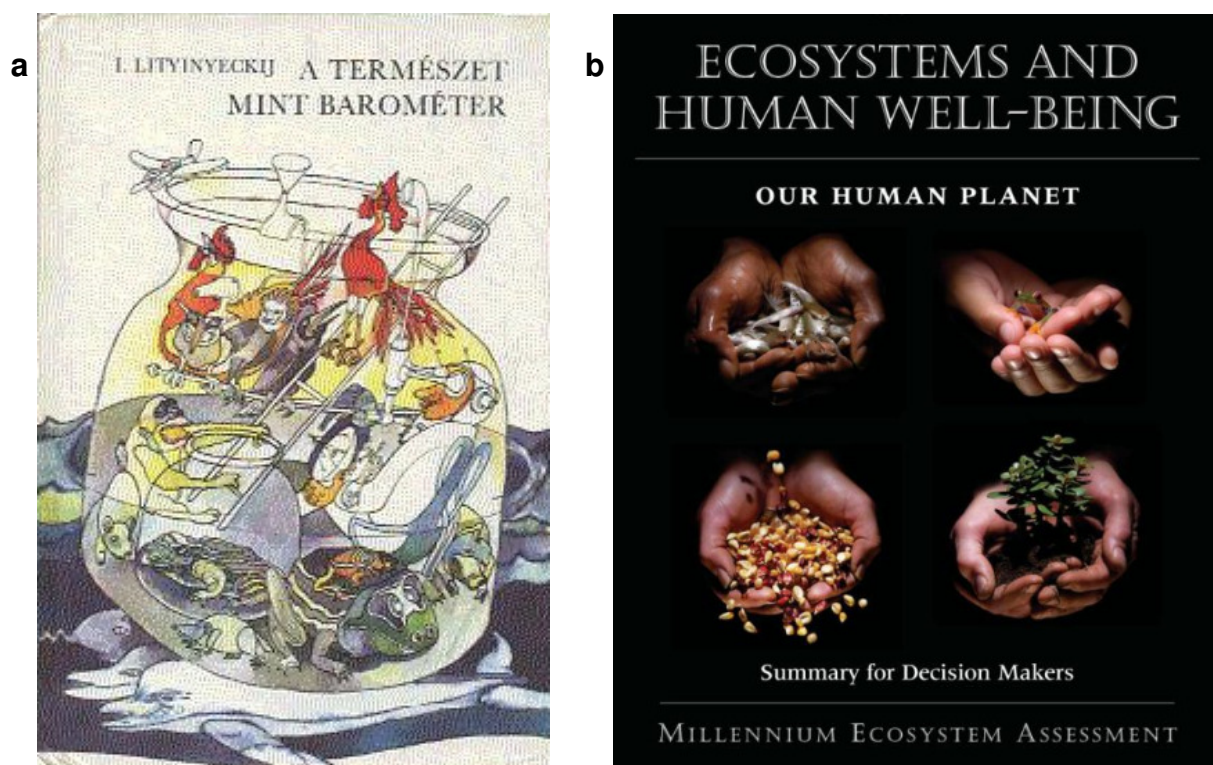
1.1. A természet mint barométer

Az élőlények érzékenyen reagálnak környezetük megváltozására, köztük olyan dolgokra is, amelyeket az ember műszerek nélkül nem, vagy csak korlátozottan képes érzékelni (Lityinyeckij 1986). A természetes élővilág sokkal közvetlenebbül ki van téve az időjárás hatásainak, mint a magának mesterséges környezetet építeni igyekvő ember. Ily módon az sem meglepő, hogy a pillanatnyi időjárás mellett az időjárás hosszútávú jellegének és mintázatának – az *éghajlat*nak a változásai is igen érzékenyen érintik egy-egy terület élővilágát. Úgy tűnik, hogy amíg az emberiség még vitatja az éghajlatváltozás tényét, addig a természet, mint egy érzékeny műszer, már egyértelműen jelzi is a változások bekövetkeztét.

Mivel az éghajlat megváltozása azt jelenti, hogy az időjárás változásának rendszere kimozdul az addig megszokott mederből, így várhatóan az élőlények reakciói sem maradnak meg a korábban megszokott keretek között. A különböző időjárási helyzetek gyakorisága megváltozik, és az élőlények számottevő részének korábban nem tapasztalt időjárási helyzetekkel kell majd szembenéznie. A jégkorszakok során a Föld átlaghőmérséklete mintegy 4–7 °C-kal volt hidegebb az elmúlt évezredben tapasztalhatónál (Jansen et al. 2007), és ez a hőmérséklet-különbség elegendő volt ahhoz, hogy egész kontinensek élővilágát teljesen átrendezze. Hazánk nagy részét például 12000 évvel ezelőtt még erdős és tundra jellegű foltokkal tagolt, hideg kontinentális sztyeppvidék borította, amely az időközben eltelt évezredek alatt fokozatosan, több lépésben alakult át a mai meleg-kontinentális erdőssztyepp jellegű vegetációvá (Magyari et al. 2010). A pesszimistább forgatókönyvek által a XXI. század végére jósolt felmelegedés mértéke azonos nagyságrendű a jégkorszakok leghidegebb időszaka óta bekövetkezett felmelegedés mértékével. Nyilvánvaló, hogy a jelenleg tapasztalható éghajlatváltozás is kiterjedt és mélyreható változásokat fog előidézni Földünk ökológiai rendszereinek szerkezetében és működésében (Fischlin et al. 2007). Sőt, mivel a mai éghajlatváltozás egy erősen ember által átalakított tájban zajlik, ahol a populációk számos további párhuzamosan jelentkező stresszhatásnak (élőhelyek eltűnése és fragmentációja, szennyezések, inváziós fajok stb.) vannak kitéve, így a változások várhatóan még drámaibbak lesznek.

Az emberi társadalom, minden „igyekezete” ellenére, nem tudta „még” teljesen függetleníteni magát az élővilág különféle szolgáltatásaitól, mint amilyen a globális szén-, víz- és tápanyag-körforgás fenntartása, a hulladékok lebontása, az élelem- és nyersanyagszükséglet (pl. fa, papír, rostok) megfelelő minőségű biztosítása, a különböző kulturális és esztétikai szolgáltatások vagy a biológiai sokféleség fenntartása (MEA 2005). Az éghajlatváltozás (a párhuzamosan jelentkező stresszhatásokkal együtt) közvetlenül ezeket, az emberi jólét alapjait jelentő szolgáltatásokat veszé-

lyezetteti. Sőt, mivel a bioszféra a globális éghajlati rendszernek is egy kulcsfontosságú belső szabályozó eleme, így tulajdonképpen a jelenlegi éghajlat stabilitása is többek között az ökológiai rendszerek egyik szolgáltatásának tekinthető (pl. Betts 2007, Lenton et al. 2008). Mivel mindannyiunk élete, jóléte és ezáltal az egész társadalmi berendezkedésünk számos szállal függ ezeknek a szolgáltatásoknak a folyamatos elérhetőségétől, a biodiverzitás degradációjának elkerülése, és az ökoszisztémák „egészségének” megőrzése alapvető társadalmi érdek. A sokféleségből fakadó reziliencia¹ (a rendszerszintű funkciók megőrzése a külső behatások elvesztése megnöveli a kellemetlen „ökológiai meglepetések” kialakulásának a valószínűségét, amelyek az emberiség szempontjából is pusztító következményekkel járhatnak (pl. Burkett et al. 2005, Hoegh-Guldberg et al. 2008, Malhi et al. 2009). Mindezek alapján elmondható, hogy az élővilágnak a globális változások következtében bekövetkező sebezhetősége sokkal több, mint egy érdekes, tanulmányozásra váró jelenség – az emberiség jövője, a jövőbeli életminőségünk szempontjából is kulcsfontosságú, hogy hogyan és milyen mértékben alakulnak át az ökológiai rendszerek az éghajlatváltozás következtében (1. ábra).



1. ábra: Két könyv címlapja a közelmúltból, amelyek az éghajlat, az élővilág és az emberiség szövevényes kapcsolatrendszerének két aspektusára világítanak rá. a: Igor Lityinyeckij könyve (1986) alapján a természet változásai még nem több mint egy érdekes és hasznos műszer, b: a két évtizeddel később jelentős nemzetközi összefogásban elkészült Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005) értékelése alapján viszont már a természetnek alapvető szerepe van az emberi jólét fenntartásában.

¹ Egy rendszer azon képessége, hogy állapotának lényeges változása nélkül viseljen el külső behatásokat (Walker et al. 2004)

1.2. A szemléletváltás szükségessége

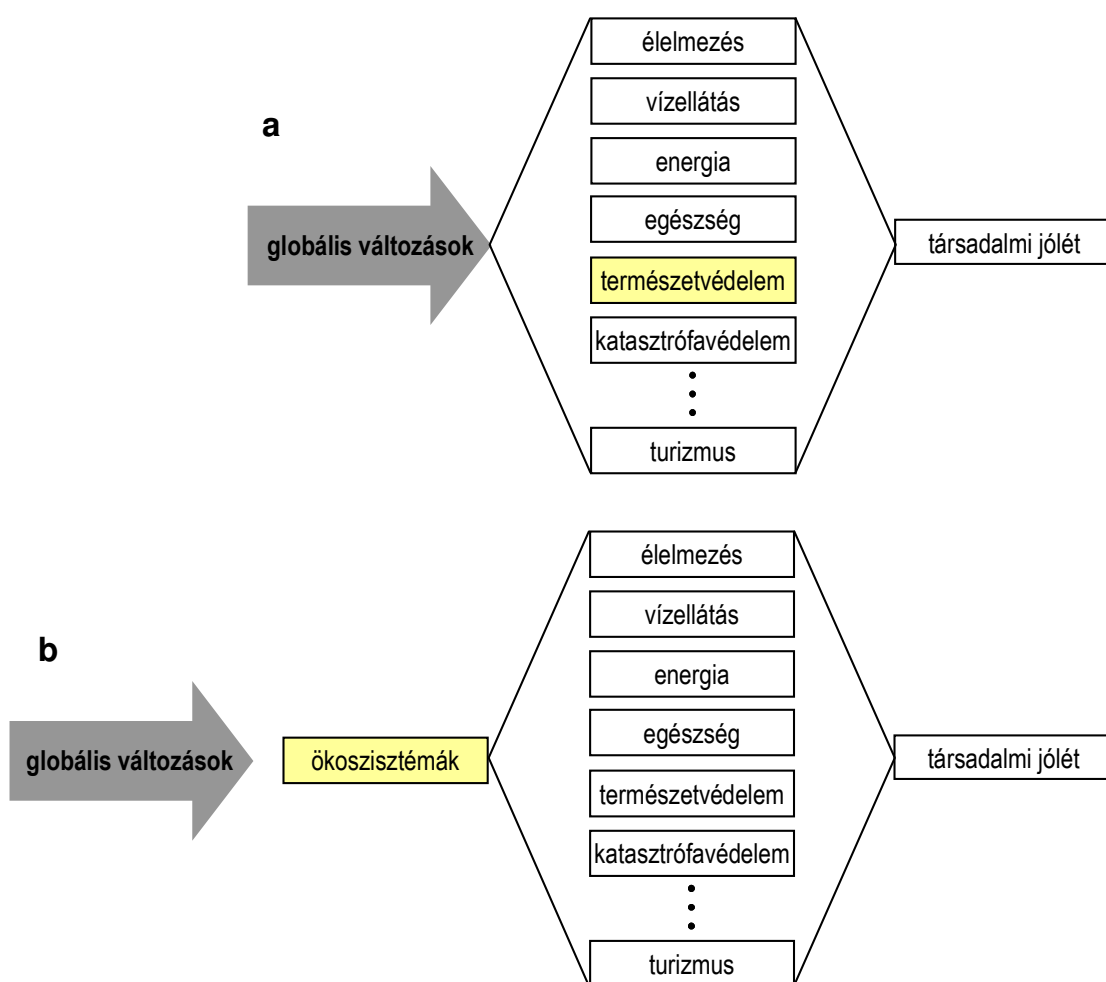
Ahhoz, hogy az emberiség időben fel tudja ismerni és kezelni tudja ezeket a változásokat, alapvető szemléletváltásra és a társadalmi prioritások átrendezésére van szükség. Ez többek között a jelenlegi, szakpolitikai (policy) ágazatokra / szektorokra osztott problémakezelési gyakorlatunk megváltoztatását igényli. A különböző területeken jelentkező környezeti problémák mögött ugyanis egy komplex és összetett biofizikai rendszer² áll, amelyben az egyes jelenségek nem kezelhetők egymástól elkülönülten. Ráadásul ezen problémák gyökere, oka is közös, és a gondok többsége egyetlen közös kiindulóponttra vezethető vissza: arra, hogy társadalmi gazdasági rendszerünk elérte (sőt valószínűleg már meg is haladta) a Föld hosszútávú eltartó-képességének határait, amely mind az igényelt szükségletek biztosításában, mind a termelt hulladékok elnyelésében zavarokat okoz (pl. Meadows et al. 1972, Daly 2005, Czúcz 2009a, Czúcz et al. 2010). Ember és környezete viszonya alapján változott meg, amelynek következtében a korábban kialakult technológiák és intézményrendszerek alkalmatlanná válhatnak a kialakult problémák kezelésére (Beddoe et al. 2009). A megoldás érdekében az egyre inkább elavulttá váló szektoriális szemléletmód helyett egy új, rendszer-szemléletű megközelítésre van szükség.

Az ember környezetformáló tevékenysége az esetek többségében az ökológiai rendszerek olyan tudatos manipulációját jelenti, amelynek célja az ökoszisztémák által nyújtott „szolgáltatásspektrum” megváltoztatása. Egy gyep–szántóföld művelési ág váltás esetén például a kitűzött cél a gabonatermelés –mint szolgáltatás – fokozása, amelynek elkerülhetetlen mellékhatása a más szolgáltatások, mint pl. a széntárolás, az erózióvédelem vagy a biodiverzitás csökkenése. A mellékhatások elhanyagolása mindaddig nem okoz gondot, amíg a természet erőforrásai bőségesen hozzáférhetők. Amint azonban a társadalmi-gazdasági rendszerünk „mérete” a természettel összemérhetővé válik (pl. Vitousek et al. 1997, Wackernagel et al. 2002, Czúcz 2009b), ez az elhanyagolás végzetessé válhat. Át kell tehát hangolnunk gondolkodási és társadalmi döntéshozási rendszereinket az ökoszisztéma szolgáltatások összességének egyszerre történő figyelembevételére (2. ábra). A hagyományos, szektorokra tagolt döntéshozási és problémakezelési modell szerint minden szektor a rendelkezésére álló területeken és eszközökkel törekszik a feladatául kitűzött célok elérésére. Így minden szereplő kizárólag a saját szakterülete szempontjából igyekszik a környezeti rendszerek működését optimalizálni (az erdőszet feladata a fa- és a vadtermelés, a vízügyé a vízellátás és a vízkár-elhárítás, az egészségügyé az emberi egészség, stb.)³. E rendszerben az ökoszisztémák működésének biztosítása a természetvédelem feladata. Ezzel szemben áll az az új, inherensen interdiszcipliná-

² Ezt a különböző szakterületeken egymástól függetlenül felismert komplex rendszert több eltérő névvel illetik (pl. a meteorológiában *globális éghajlati rendszer*, az ökológiában *földi ökológiai rendszer* vagy *bioszféra*), de ezek az elnevezések lényegében ugyanazt a fogalmat takarják.

³ A külön-külön optimalizált részmegoldások összessége nem mindig adja ki a globálisan optimális megoldást – erre a jelenségre a 7.3 fejezetben is láthatunk majd egy életből vett példát.

ris, kétszintű szemléletmód, amely a különböző szektorok tevékenységét egyaránt „ökoszisztéma-menedzsment”-ként fogja fel, és amelyben az egyes szektorok által elérni kívánt célok tulajdonképpen az általuk menedzselt ökológiai rendszer(ek) szolgáltatásai. E felfogás szerint a különböző szektoroknak közös feladatuk van: az ökológiai rendszert olyan állapotban kell tartani a változó körülmények között, amelyben a különböző szolgáltatások mindegyike megfelelő mértékben biztosított a társadalom számára. Ebben a szemléletmódban minden szereplő „ökológusnak” (vagy inkább „ökoszisztéma mérnöknek”) tekinthető, és az ökoszisztémák (biofizikai rendszerek) működőképességének megóvása közös érdek és felelősség. A természetvédelem feladata ebben a rendszerben a sokféleség fennmaradásának elősegítésére korlátozódik, azaz mindazokra a tevékenységekre, amelyeket társadalmunk a *biodiverzitás-fenntartás* alapvető ökoszisztéma szolgáltatásának a megőrzése és előmozdítása érdekében végez.



2. ábra: Az egyes szektorok szerepe a társadalom szükségleteinek a biztosításában két különböző felfogás szerint.
a: hagyományos szemléletmód (minden szektor külön-külön törekszik céljai teljesítésére a változó körülmények között), b: az „ökoszisztéma szolgáltatások” látásmódja (az egyes szektorok az ökológiai rendszerek funkcionalitásának megőrzésén keresztül törekszenek a globális változások káros hatásainak a kivédésére). (Schröter 2005 nyomán)

1.3. A tudomány szerepe

A döntéshozók, a szakpolitika azonban egyedül nem lehet képes a problémák megoldására még teljesen önzetlen és jó szándékú irányítás mellett sem. A körülöttünk lévő világ ugyanis túl komplex ahhoz, hogy bármely szereplő egyedül átláthassa és önállóan optimális döntéseket tudjon hozni. A kísérletezéshez pedig már túl közel vagyunk a biztonságos zóna határaihoz (Rockström et al. 2009). A továbblépéshez mindenképpen szükség van a tudomány segítségére. A szakpolitika és a tudomány eredményes együttműködéséhez azonban mindenképpen jelentős változások szükségesek a tudomány szemléletében is. A Föld eltartóképességét egyre inkább megközelítő és túlnövő emberi társadalom által felvetett modern globális problémák több olyan közös sajátossággal rendelkeznek (pl. nagyfokú komplexitás, inherens interdiszciplinaritás, többféle értékválasztás lehetősége), amelyek csak egy új szemléletű („poszt-normális”) tudomány segítségével kezelhetők (Funtowicz & Ravetz 1993). Az új szemléletben a tudománynak már nem az igazság megkeresése a célja – egyetlen „igazság” helyett sokkal inkább optimális(nak tűnő) megoldásokat („legkisebb rossz”) keres a (szak)politikai térben nyilvánosan lefektetett értékek és prioritások mentén, sőt esetenként a társadalmi értékválasztás evolúciójába is beleszól.

A jelenlegi tudományos felfogás témaválasztásaiban is erősen „részhajló”: az egyes témák gyakorlati jelentősége helyett sokszor azok „tudományossága” számít, ami a jelenleg rendelkezésre álló tudományos eszköztár segítségével jól vizsgálható, jól kvantifikálható problémákra szűkíti le a vizsgálatok terét. A statisztikában többnyire „III. típusú hiba” néven szokták emlegetni azt a lehetőséget, hogy a megvizsgált kérdés nincs kapcsolatban a valódi problémával (Schwartz & Carpenter 1999). A poszt-normális kérdésekre irányuló modellezéses vizsgálatok különösen könnyen beleeshetnek ebbe a hibába, amennyiben az elérhető adatok alapján megalkotható modell és a szakpolitikai valóság között túl nagy a távolság (Funtowitz et al. 2008). Ahhoz hogy az egyre inkább poszt-normálissá váló világunkban a tudomány a korábbról már jól ismert I. és II. típusú hibák mellett a III. típusú hibák csapdáját is sikeresen elkerülhesse, hagyományos tudományos igényesség és a szakpolitikai relevancia szempontjainak ötvözése szükséges. A gyakorlati élet által szolgáltatott poszt-normális problémák azonban több szempontból is nehéz terepre kényszerítik a tudomány művelőit, ahol többek között tisztázatlan fogalmi viszonyok, kiforratlan módszertan, és egy mindent átható interdiszciplinaritás (mely egyszerre több tudományterületen való jártasságot követel meg) nehezíti a tájékozódást.

Dolgozatomban ezt a nehezebb utat igyekszem követni. E döntésem három, az egész dolgozaton végighúzódnó vezérelv formájában mutatkozik meg:

A teljesség igénye: nemcsak a kvantitatívan könnyen kezelhető összefüggések feltárására, hanem a vizsgált problémakör egészét lefedő elvi modellek kiépítésére, és ezek alapján átfogó értékelések készítésére törekedtem.

Interdiszciplináris beágyazottság: igyekeztem figyelemmel kísérni a szakterületemben és annak periferiáján előforduló jelenségeknek más szakterületekkel való kölcsönhatásait, megismerni és megérteni az érintett diszciplinák területén kialakult kutatási tradíciókat, és az egész vizsgálatot egy széles poszt-normális interdiszciplináris kontextusba helyezni (Funtowicz & Ravetz 1993).

Szakmai megalapozottság: az egyes részkérdésekben mindenhol az adott körülményekre (vizsgálat céljai, felhasznált adatok stb.) elérhető legjobb technikák (best practice) azonosítására, és ezek körültekintő használatára törekedtem.

Az eredményes szemléletváltáshoz a két oldal, tudomány és szakpolitika szoros összefogására van szükség. A döntéshozóknak igazi „szakértőkké” kell válniuk, a tudománynak pedig ki kell termelnie a közös gondolkodás, az áttekinthető értékelés és tervezés tudományosan megalapozott módszertanát, eszközeit. Az alábbiakban bemutatott munkámmal én is ezt az eszköztárat kívánom bővíteni. Remélem, hogy a fenti három vezérelv alapján sikerül olyan anyagot összeállítanom, amely alkalmas arra, hogy hozzájáruljon a XXI. század nagy környezeti kihívásainak megoldásához, és egy fenntartható társadalom kialakításához.

2. Irodalmi áttekintés

2.1. Az éghajlatváltozás ökológiai hatásai

Az éghajlatváltozás nyilvánvalóan igen kiterjedt és mélyreható változásokat fog okozni a globális ökológiai rendszerben. Az éghajlat többféle módon, több szinten is hatással van az élővilágra: hatással van például az egyes egyedek életfolyamataira, a populációk dinamikájára, a fajok elterjedésére, az ökoszisztémák szerkezetére és működésére is. A várhatóan bekövetkező változásokat Hughes (2000) elterjedten használt csoportosítását követve a következő módon lehet felsorolni:

Fiziológiai hatások: A megváltozó külső körülmények (pl. CO₂ koncentráció, hőmérséklet, vízellátottság) közvetlen hatással vannak a fajok életfolyamataira, és így az éghajlatváltozás következtében változások várhatók az egyes egyedek növekedésében, testfelépítésében, szövetekben vagy biológiai produktivitásában.

Fenológiai hatások: Határozott szezonálítással rendelkező területeken az élőlények többsége életszakaszait a környezet legfontosabb eseményeihez, az évszakok változásához időzíti, amely fajonként különböző, evolúciósan optimalizált küszöbértékek (pl. hőösszegek) segítségével történik. Az éghajlat módosulása a küszöbértékek, és ezen keresztül a populációk életmenetének megváltozásával jár.

Fajok elterjedésének változásai: Az éghajlati viszonyok megváltozásával az egyes populációk méretének és földrajzi elterjedésének változásai várhatók. Ez a folyamat egy adott helyen szemlélve a fajok gyakoriságának megváltozásaként, míg globálisan az elterjedési területek változásaként érzékelhető.

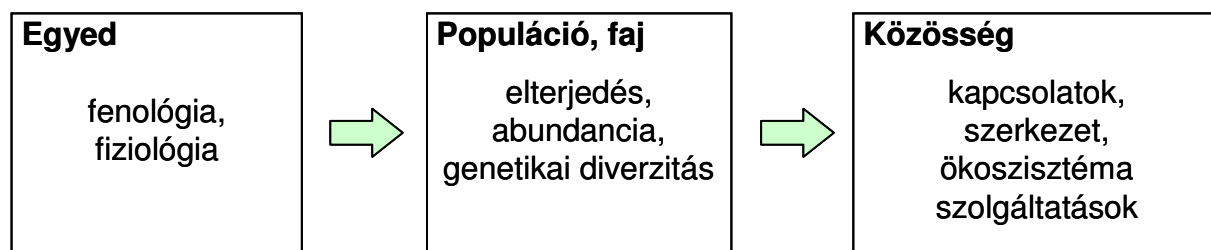
Ökoszisztémák működésének és szolgáltatásainak módosulása: A fiziológiai, fenológiai és elterjedéssel kapcsolatos változások következtében az egyes fajok közötti kompetíciós, táplálkozáshálózati (trofikus) és szukcessziós viszonyok átrendeződése is várható, amely az ökoszisztémák stabilitására, szerkezetére és szolgáltatásaira is jelentős hatást gyakorolhat.

Evolúciós adaptáció: A megváltozó körülményekhez jobban alkalmazkodó új genotípusok megjelenése és a populációk genetikai struktúrájának fokozatos átalakulása mutációk és természetes szelekció révén. Ez a folyamat hosszabb távon az élővilág legfontosabb alkalmazkodási mechanizmusát jelenti, a jelen éghajlatváltozás időskáláján nézve azonban várhatóan nem lesz jelentős.

A lehetséges válaszreakciók ilyen formában való csoportosítása szinte természetes módon követi az élővilág szerveződési szintjeit (Pásztor & Oborny 2007). A fiziológiai és a fenológiai hatások közvetlenül az egyedek szintjén érvényesülnek, a populációk méretében és elterjedésében mutatkozó változások a fajok (populációk) szintjén jelennek meg, míg a fajok közötti kapcsolatrendszer és

a fizikai környezet visszacsatolásait is tartalmazó hatások már közösségi (ökoszisztéma) szintűnek tekinthetők (3. ábra). Az egyes szinten megjelenő hatások következményei azonban nem korlátozódnak feltétlenül az adott szintre. Többszintű komplex rendszerek esetében gyakori, hogy az alsóbb szinteken bekövetkező változások a felsőbb szinteken is egymásra épülő változások sorozatát indítják be (Kinzig et al. 2006). A következő alfejezetekben én is számos példát mutatok be erre a folyamatra, amely több küszöb-jellegű szabályozóelemet is magába foglal. Egy tipikus hatáskaskád esetén például (1) a populáció/faj-szintű változások bekövetkeztéhez az éghajlati hatásoknak meg kell haladniuk az egyes egyedek tűrőképességét, illetve (2) a közösség érdemi szerkezeti vagy funkcionális átalakulásához pedig az egyes fajokat ért hatásoknak kell átlépniük egy kritikus reziliencia-küszöböt (pl. egy kritikus funkciós csoport összes fajának kiesése, vagy a regenerációs időnél gyakrabban ismétlődő diszturbanciák – Scheffer et al. 2009). Mindez jelentős nemlinearitást visz a folyamatokba. Ez azt eredményezi, hogy az ökológiai rendszerek képesek lesznek bizonyos mértékű változásokat különösebb következmények nélkül is tolerálni, a változások előrehaladtával azonban a küszöbök jelenléte előrevetíti a hirtelen, „katasztrófikus” átalakulások lehetőségét is (Fischlin et al. 2007). A nemlineáris szintugrásokat belső átrendeződések előzik meg (pl. egyedek morfológiai és fenológiai reakciói, fajok vándorlása) amelyek tulajdonképpen az élővilág különböző szintjein jelentkező alkalmazkodási mechanizmusokként is felfoghatók.

Az alábbiakban a fenti csoportosítás menetét követve részletiben is áttekintem az egyes szinteken várható hatásokat, egyaránt áttekintve a főbb nemzetközi trendeket, és a hazánk esetében megfigyelhető és várható változásokat is.



3. ábra: Az éghajlatváltozás hatásainak végiggördülése az ökológiai szerveződési szinteken

2.1.1. Melegebb idő, nagyobb produkció? – fiziológiai hatások

Az éghajlatváltozás valamint az azt előidéző megemelkedett szén-dioxid koncentráció jelentősen módosítják mindazokat a körülményeket, amelyek között az egyes egyedeknek élniük és szaporodniuk kell. Ez a folyamat egyaránt jelenthet kellemetlenségeket (stresszhelyzeteket) vagy kihasználható lehetőségeket az egyes egyedek számára. Mindezekre az egyedek életfolyamataik, testfelépítésük (morfológiai változások) és fejlődésmenetük (fenológiai változások) korlátozott mértékű

megváltoztatásával képesek reagálni⁴, az adott genotípus által meghatározott fenotipikus plaszticitás keretein belül.

Az élővilág egésze szempontjából egyik legjelentősebb fiziológiai mechanizmus nem közvetlenül az éghajlathoz kötődik, hanem sokkal inkább a klímaváltozást is kiváltó tényezők egyikéhez. A megemelkedett CO₂ koncentráció következtében ugyanis a növényzet könnyebben tudja felvenni ezt az alapvető tápanyagot a légkörből. Ez a fotoszintézis folyamatát, valamint a növények vízgazdálkodását egyaránt hatékonyabbá teszi (kevesebbet kell nyitva tartani a gázcsere nyílásokat, sőt akár kevesebb gázcsere nyílás is elég). Élő növényegyedek, és ugyanarról a vidékről korábban begyűjtött herbáriumi példányok összehasonlításával megállapítható volt, hogy a növények sztómasűrűsége szignifikáns csökkenést mutatott az elmúlt 200 év folyamán, tehát lényegében a szén-dioxid antropogén légköri feldúsulásának kezdete óta (Beerling & Kelly 1997). Mindez megfelelő fény-, víz-, ásványi anyag- és tápanyag-ellátottság mellett a növények számára fokozódó szervesanyag-termelést tesz lehetővé, amelyet már a világ számos pontján sikerült kimutatni (pl. Baker et al. 2004, Malhi & Philips 2004, Boisvenue & Running 2006). A fokozott produkció műholdakról nézve regionális zöldülési trendként válik szembetűnővé, amely szintén azokon a területeken jelentkezik elsősorban, ahol a vízhiány kialakulása nem akadályozza a növényzet gyorsabb növekedését (pl. Myneni et al. 1997, Zhou et al. 2001).

Fiziológiai és morfológiai változások segítségével az egyedek a kedvező lehetőségek kihasználása mellett korlátozott mértékben az éghajlatváltozás kedvezőtlen hatásaihoz is képesek alkalmazkodni (Huntley 2007). Mindennek azonban azon a ponton lesz a legnagyobb gyakorlati jelentősége, ahol az egyes egyedek eléri az alkalmazkodóképességük határait. A fenotipikus alkalmazkodóképesség keretein belüli változások leginkább az éghajlatváltozás hatásainak detektálása, illetve a folyamatok irányának érzékelése szempontjából lényegesek. Ott azonban, ahol a stressz az egyedek túlélését veszélyezteti, fiziológiai károk következnek be, amelyek magasabb szerveződési szintekre is könnyen továbbgyűrűző hatásokhoz vezethetnek.

Azokon a területeken például, ahol a víz korlátozott hozzáférhetősége határozza meg a biológiai produkciót (hazánk jelentős része is ide tartozik – Láng et al. 2007), nem a szén-dioxid trágyázó hatása, hanem a hozzáférhető víz mennyisége lesz a döntő tényező. Az egyre erősebb és egyre gyakoribb aszályos időszakok erősen próbára tehetik az élőlények teljesítőképességét. Különösen a déli elterjedési határunk közelében élő fajok egyedein várható a fiziológiai károsodások megjelenése (Hampe & Petit 2005, Jump et al. 2009). Különösen jelentősek lehetnek ezek a hatások a zonális

⁴ A viszonylag rugalmas, közvetlen éghajlati kontroll alatt álló, és könnyen megfigyelhető fenológiai hatásokat tradicionálisan a fiziológiai / morfológiai változásoktól elkülönülten kezeli a szakirodalom, bár ez az elkülönítés nem feltétlen indokolt. A több generáción keresztül fokozatosan bekövetkező morfológiai változásokat pedig sokszor már az evolúciós (genetikai) alkalmazkodás részének tekintik (bár ez sokszor nem megalapozott, lásd pl. Gienapp et al. 2008.)

erdőalkotó fafajok esetében (pl. Allen et al. 2010, Mátyás 2010). A bükk (*Fagus sylvatica*) és a kocsányos tölgy (*Quercus petraea*) esetében például mind a kifejlett fákat (Raftoyannis & Radoglou 2002, Lebourgeois et al. 2004, Jump et al. 2006, Di Filippo et al. 2007), mind pedig az újulatot (Czajkowski et al. 2005, Penuelas et al. 2007, Lenoir et al. 2009) veszélyezteti a szárazodás. Ez a folyamat az egyedek fiziológiai állapotából kiindulva magasabb szerveződési szintekre is továbbgyűrűzhet, és megváltoztathatja a fajok elterjedését, illetve a közösségek szerkezetét, és működését. Ez utóbbi jelentős társadalmi-gazdasági hatásokkal is járhat, hiszen ezen erdők esetében jelentős ökoszisztéma szolgáltatásokat nyújtó zonális „csúcsközösségekről” (zárótársulás) van szó. Az erdők fiziológiai károsodásának folyamata sajnos már elkezdődött Magyarországon, mint azt többek között a Síkfőkút LTER (long term ecological research) megfigyelőállomás adatai is bizonyítják (Tóth et al. 2006). Az erdők átalakulása nem feltétlen lesz lineáris: a táplálékhálózati átalakulások várhatóan különböző kártevők és kórokozók felszaporodásán keresztül az erdők zártságát, folytonosságát fenntartó visszacsatolások (mikroklíma, vízháztartás, talaj) meggyengüléséhez, és ezáltal egyre gyorsuló és egyre nagyobb területre kiterjedő átalakulásokhoz vezetnek (Noss 2001, Csóka et al. 2006, Hlásny & Marek 2008, Hogg et al. 2008). Ez a folyamat földrajzi léptékben a zárt lomboserdők és az erdősztepp öv közötti egyfajta biomváltásként is felfogható.

A zonális erdők állományalkotó fajai mellett más klimatikus határhelyzetben lévő fajok esetében is számítani lehet fiziológiai változásokra. Lágyszárú fajok esetén ráadásul nyitva áll egy, a fák esetében nehezen járható út is: kísérleti úton is meg lehet vizsgálni az egyes fajok és közösségek éghajlatváltozásra (melegedés, szárazodás, megemelkedett CO₂ koncentráció) adott fiziológiai reakcióit. E folyamatok hatásai azon élőhelyek fajai esetében vizsgálhatók a legtisztábban, amelyek már jelenleg is abszolút klimatikus határhelyzetben élnek, mint hazánkban például az évelő nyílt homokpusztagyeppek fajai. A Kiskun LTSE (long term socio-ecological research) mintaterületen végzett klímaszimulációs terepkísérletek eredményei alapján a különböző fajok/funkciós csoportok eltérő mértékben reagálnak a különböző stresszhelyzetekre (Kovács-Láng et al. 2006b, Kalapos et al. 2006), amely magasabb szerveződési szintekre tovagyűrűzve több ökoszisztéma funkció és szolgáltatás (pl. a szén-, nitrogén- és foszfor-körforgalom, valamint a tűzterjedés szabályozása) megváltozását eredményezi (pl. Gillett et al. 2004). Fontos megemlíteni, hogy a még a látszólag indifferens, minden fajra pozitívan ható folyamatoknak is lehetnek szisztemikus (mellék)hatásai: a megemelkedő szén-dioxid koncentráció például jelentősen megváltoztathatja a primér producensek kompetíciós viszonyait (Tuba 2003, Beier 2004).

2.1.2. A (túl) korai kikelet – fenológiai hatások

Földünk határozott szezonalitással rendelkező területein az élőlények többsége visszatérő életszakaszait (úgynevezett fenológiai fázisait) az évszakok változásához időzíti. Az időzítés fajonként

különböző, evolúciósan optimalizált környezeti jelek (pl. a hőmérséklet, a nappalok hosszának alakulása) segítségével történik. Az éghajlat módosulása a küszöbértékek, és ezen keresztül a populációk életmenetének megváltozásával jár. A klíma változása ezeket is befolyásolja. Részletes, több évtizedre kiterjedő európai növényfenológiai adatsorok alapján kimutatták, hogy a tavaszi fenológiai események, mint például a rügyfakadás egyre korábbra kerülnek (évtizedenként átlagosan 1–3 nappal), az őszi, mint pl. a lombhullás, pedig évről évre később következnek be (1–2 nap/évtized – Ahas et al. 2002, Scheifinger et al. 2002, Menzel et al. 2003, 2008). Ennek következtében a fák növekedési időszaka évtizedenként átlagosan 2 nappal hosszabbodik, ami a megemelkedett CO₂ szint mellett szintén hozzájárul a növények nagyobb produktívájához (Boisvenue & Running 2006).

A növényekhez hasonlóan a legtöbb mérsékeltövi állatfaj esetében is vannak olyan életszakszok, amelyek időzítését az időjárás változásai határozzák meg. Nagy-britanniai és hollandiai vizsgálatok szerint például a lepkék rajzása évtizedenként átlagosan 4-6 nappal tolódott korábbra (pl. Ellis et al. 1997, Roy & Sparks 2000). Hasonló jelenséget a békák tavaszi nászénekének, illetve peterakásának időpontja esetében is kimutattak, többek között Angliában, Lengyelországban, Finnországban és az USA-ban (Beebe 1995, Terhivuo 1988, Gibbs & Breisch 2001). Madarak esetén az éghajlatváltozás érzékenyen érinti mind a költés, mind a vonulás időzítését is.

A fenológiai eltolódások mértékében jelentős regionális különbségek tapasztalhatók, amelyek azonban az éghajlatváltozás mintázatával lényegében összhangban vannak (Walther et al. 2002, Rosenzweig et al. 2008). Parmesan és Yohe (2003) 677 faj egyedfejlődési ciklusainak elemzése során az esetek 82%-ban találta meghatározónak a klímaváltozás hatását. Hazánkban sajnos meglehetősen kevés jó minőségű, homogén hosszútávú fenológiai megfigyelési adatsor áll rendelkezésre (Csecserits & Czucz 2008a, b), de így is számos növény- és állatfajról sikerült már hazánkban is kimutatni, hogy fenológiai időzítésükben reagálnak az éghajlat változásaira (pl. Walkovszky 1998, Kovács-Láng et al. 2006a, Miholcsa & Csörgő 2007).

Az éghajlatváltozás által okozott fenológiai eltolódások látszólag csak a folyamatok ökológiai detektálásának egyfajta eszközeként („természeti barométerként”, lásd 1. ábra) tűnhetnek érdekesnek a tudomány számára. Valójában azonban ezek a folyamatok olyan magasabb szerveződési szintekre tovagyűrűző hatásokat is elindíthatnak, amelyek utána az emberi társadalom és gazdaság számára is közvetlen következményekkel járhatnak. Ha egy közösség egymástól függő fajai lényegesen eltérő fenológiai reakciót adnak a klímaváltozásra, az a kapcsolatok átrendeződéséhez, és akár a közösség széteséséhez is vezethet (Winder & Schindler 2004, Körner & Basler 2010). Ilyen folyamatokra mind táplálékhálózati (Beebe 2002, Winder & Schindler 2004, Both et al. 2009), mind kompetíciós (Körner & Basler 2010) kapcsolatok esetében már világszerte számos példa ismert.

2.1.3. A fajok (el)vándorlása – faj-elterjedési és gyakorisági változások

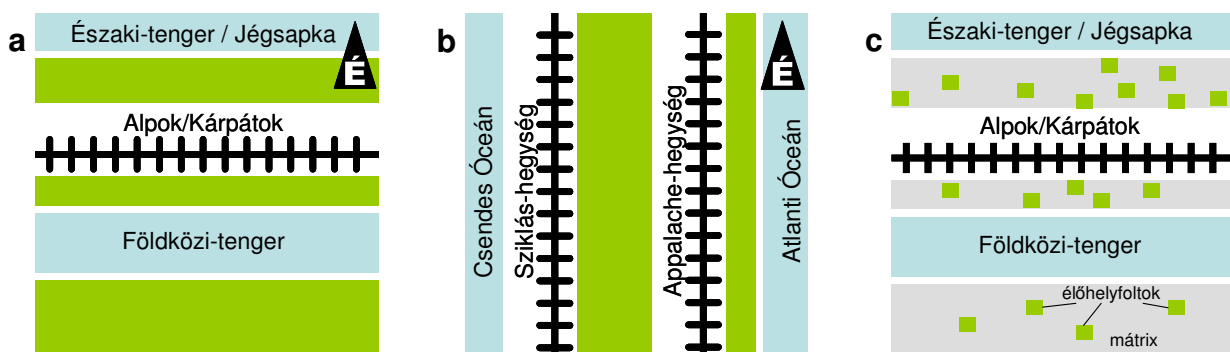
Régóta ismert, hogy a különböző állat- és növényfajok elterjedése szoros kapcsolatban áll valamilyen éghajlati paraméter szélső értékeivel: ilyenek pl. a hőmérséklet, a hótakaró vagy a bozóttüzek szintén éghajlat által meghatározott gyakorisága (pl. Salisbury 1926, Grace 1987, Woodward 1988). A ma világszerte elterjedten használt leíró jellegű éghajlat-osztályozási rendszerek (pl. Köppen 1936, Holdridge 1967) is tulajdonképpen a növényzet (és a talaj) éghajlatjelző tulajdonságán alapulnak. Mindezek alapján nagy biztonsággal számíthatunk arra, hogy a földi éghajlat változásai a legtöbb faj földrajzi elterjedésére, vagy akár fennmaradására nézve is komoly hatással lesznek.

Az éghajlati viszonyok megváltozására a különböző növény- és állatfajok eltérő módon reagálnak: egyes fajok visszaszorulnak, míg más fajok gyakorisága megnő⁵. A változások következményei területenként eltérőek lesznek: ugyanaz a faj tartozhat egyszerre a nyertesek közé (pl. elterjedési területének északabbi részein) és a vesztesek közé is (pl. a számára már alkalmatlanná váló délebbi területeken). A folyamat a fajok elterjedési területének változását, a fajok „vándorlását” eredményezi, amelyhez hasonlóra a földtörténeti múlt során többször is volt már példa: elég csupán a jégkorszakokra és az eljegesedett területek későbbi visszahódítására gondolni (Jansen et al. 2007). Úgy tűnik tehát, hogy a természet képes az ilyen helyzetekkel is megbirkózni. Ez a megállapítás azonban csak részben igaz. A most zajló klímaváltozás azonban két lényeges szempontból is különbözik a korábbiaktól (Fischlin et al. 2007): (1) gyakorlatilag minden eddiginél gyorsabb lefolyású lesz, (2) a fajoknak a megváltozó éghajlat mellett számos emberi eredetű környezetterheléssel is meg kell birkóznuk (élőhelyek átalakítása, talaj-, víz- és levegőszennyezés, özőnfajok jelenléte stb). A problémát az okozza, hogy a fajok jelentős része erősen korlátozott terjedési képességgel rendelkezik (Neilson et al. 2005), és a változások sebességétől, valamint a terjedés akadályaitól függően számos állat- és növényfaj fennmaradása veszélybe kerülhet.

A mérséklet övi területek még a jégkorszakok időszakának viszonylag lassú éghajlat-ingadozásai során is világszerte jelentős biodiverzitásbeli veszteségeket szenvedtek (Comes & Kadereit 1998). E veszteségek éppen Európában voltak a legnagyobbak, ahol az Alpok és a Kárpátok kelet-nyugati irányban húzódó hegyvonulatai, valamint a Földközi tenger medencéje is akadályokat támasztott a fajok vándorlásának útjába (4.a-b ábra). Észak-Amerikában és Kelet-Ázsiában,

⁵ A fajok elterjedésének változásai mellett számos további faj-szintű folyamat azonosítható. Ezek egy része tulajdonképpen azonos a fajok vándorlásával, csupán a nézőpontbeli vagy didaktikus okok tekinthető külön folyamatnak: például a fajok lokális kihalása, vagy új fajok megjelenése egy területen, az tulajdonképpen egy nagyobb területre vetített fajvándorlás lokális vetületeként is felfogható. Más, teljesen különállónak látszó folyamatokról, mint például az egyes fajok abundanciájának vagy genetikai diverzitásának változásairól is belátható, hogy alapjában ugyanazok a populációk illetve fajok szintjén működő mechanizmusok határozzák meg, és tulajdonképpen ugyanazoknak a populációknak valamilyen, a bináris jelenlét/hiány skálánál összetettebb tulajdonságáról nyújtanak információt. Ennek megfelelően, a tárgyalásmód és a logikai felépítés átláthatósága érdekében a dolgozatomban nem különítem el az egyes faj-szintű jelenségeket élesen egymástól.

ahol az akadálytalan észak-déli irányú vándorláshoz szükséges tér rendelkezésre állt, számos olyan növénycsalád és nemzetség (pl. *Taxodiaceae*, *Magnoliaceae*, *Bambusoideae*) megtalálható mind a mai napig, amelyek a földtörténeti harmadidőszakban még Európa-szerte gyakoriak voltak, de mára kihaltak kontinensünkről (Sauer 1998). Abban viszont, hogy végül is mely fajok tudták újranevesíteni az európai kontinens területét a gyors vándorlásra való képesség mellett a kedvezőtlen makroklimatikus környezetben megbúvó kedvező mikroklimatikus adottságú menedékeknek, az úgynevezett refugiumoknak is jelentős szerepük volt, amelyek számos, egyébiránt lassú terjedésű faj számára is a viszonylag gyors visszatérés lehetőségét jelentették (Stewart & Lister 2001).



4. ábra: a fajok vándorlásának akadályai a jégkorszakok során (a, b) és napjainkban (c) Európa (a, c), illetve Észak-Amerika (b) sematikus térképén ábrázolva.

Ha tehát egykor az érintetlen tájban lassú fokozatossággal lejátszódó változások is az élővilág feltűnő elszegényedését eredményezték, akkor mit várhatunk e tekintetben a jelenlegi éghajlatváltozástól? A sűrűn lakott és erősen átalakított területeken, köztük hazánkban is, a természetes élővilág egyre csökkenő méretű szigetekre szorul vissza az ember által erősen átalakított táj tengerében (4.c ábra, Collingham & Huntley 2000, Bush et al. 2004). Az intenzív mezőgazdasági művelés és az urbanizáció következtében az élőhely-szigetek közötti kultúrtáj-mátrix egyre inkább csak a tágtűrő-sű, generalista fajok számára marad lakható és átjárható. Az értékes biológiai sokféleséget hordozó területek egymástól való elszigetelődése következtében a fajok többsége komoly veszélybe kerülhet, köztük olyan fajok is, amelyek érintetlen környezetben valószínűleg megfelelő terjedési képességekkel rendelkeztek volna kipusztulás vándorlással történő elkerüléséhez. Mindez súlyos problémákat okozhat az ökoszisztémák jövőbeli működése és szolgáltatásai szempontjából.

Az intenzív tájhasználat nemcsak a fajok vándorlását, hanem a változások detektálását és (főleg) attribúcióját (kiváltó okokhoz rendelését) is nehezíti (Sala 2005). Nem véletlen tehát, hogy éghajlati okokra visszavezethető fajterjedésekre elsősorban a sarkvidékek és a magashegységek viszonylag érintetlen természeti területein találhatunk példákat, ahol már számos emlős, madár, hal, lepke, szitakötő vagy növényfaj esetében megfigyelték az elterjedési terület északabbra, illetve magasabbra tolódását (pl. Walther et al. 2002, Lehto 2003, Hickling et al. 2005, Perry et al. 2005). Sokkal rit-

kábbak az olyan megfigyelések, amelyek egyes fajok a déli/alsó (meleg, száraz) elterjedési határának jól dokumentáltan éghajlati okokra visszavezethető visszahúzódásáról adnak számot (pl. Wilson et al. 2005). E folyamat, amelyet az emberi tájhasználat erőteljesen maszkíroz, egyelőre csupán bizonytalan háttérű (attribúciójú) demográfiai és abundancia-trendek formájában követhető nyomon (pl. Szentkirályi 2002, Di Filippo et al. 2007). A már bekövetkezett változások megfigyelésével azonban összességében egy, az éghajlatváltozás várható hatásaival egybecsengő kép rajzolódik ki (Parmesan & Yohe 2003, Rosenzweig et al. 2008).

A fajok mozgékonyságának, klímakövetésének a korlátozottsága az elterjedési változások előrejelzésére használt eszközök többsége (pl. faj-elterjedési modellek, ld. 2.2. fejezet) használhatóságának is egyik legnagyobb korlátját jelentik. E korrelatív statisztikai modellek, amelyek az egyedszintű (fenológiai, fiziológiai) hatások faji szintre átszűrődő eredőjét is figyelembe veszik, a mind térben, mind időben hektikusan változó emberi tájhasználatot nem képesek kezelni (bővebben ld. a 2.2. és a 7. fejezetekben). Mindazonáltal a jól megválasztott módszertannal, sok fajra elkészített modell-előrejelzések körültekintő interpretáció esetén hasznos betekintést nyújthatnak az élővilág esetében várható hatások közé. A legtöbb ilyen jellegű elemzés tanulságai szerint az élővilág veszélyeztetettsége világszerte igen magas: többek között számos növény-, lepke-, kételtű-, hüllő-, madár- és emlőscsoport vizsgálatának tanulságai szerint 2050-re akár a fajok 5–40%-a is veszélybe kerülhet (pl. Thomas et al. 2004, Araújo et al. 2004, 2006, Thuiller et al. 2006a, Jetz et al. 2007, Settele et al. 2008).

A nagyskalájú modellezések mellett a lokális és regionális vizsgálatok középpontjában többnyire az a kérdés áll, hogy egy adott helyen mely fajok jöhetnek ki legjobban, illetve legrosszabbul a változásokból? Milyen tulajdonságok jellemzik a potenciális nyerteseket, illetve veszteseket? Ez területenként más és más, van azonban a tulajdonságoknak egy olyan listája, amely az éghajlati változások irányától függetlenül képessé teheti a fajokat a sikeres alkalmazkodásra (Thuiller et al. 2006b). Ez a lista jelentős részben átfed az antropogén környezetben való invázió sikerességéhez szükséges tulajdonságok listájával: jó szaporodó és terjedőképesség, rövid életciklus, a vegetatív terjedés lehetősége, valamint a különféle antropogén bolygatások jó tűrése (Richardson & Pysek 2006, Fenesi & Botta-Dukát 2010). Az éghajlatváltozás ily módon is összemosza a biológiai invázió és a vándorlással történő alkalmazkodás jelenségét (Walther et al. 2009). Hazánk növény- és állatfajai esetében a nyertesek az említett tulajdonságok mellett melegkedvelő és szárazságtűrő fajok közül fognak kikerülni, míg a vesztesek jellemzően a magas víz- vagy páraigényű, atlantikus vagy északias elterjedésű, az emberi zavarást nehezen tűrő specialista és/vagy gyenge terjedőképességű fajok lesznek (McNeely 1990, Csecserits et al. 2007, Kovács-Láng et al. 2008). A nagyvárosi hőszigetek már ma is számos melegkedvelő, szárazságtűrő jövevénynek nyújtanak menedéket, in-

kubációs lehetőséget (Udvardy és Facsar 1999, Czucz 2005). Az ilyen fajok egy részének már ma is megfigyelhető terjedése határozottan az éghajlatváltozás számlájára írható (pl. Sipos et al. 2003). Azok a fajok, melyek éghajlatérzékenyséjük mellett, még jól azonosíthatók és az egyéb antropogén hatásokra érzéketlenek is, potenciális éghajlat-indikátorokként is szóba jöhetnek (de Groot et al 1995, Burke 2004).

2.1.4. Ez már nem az az erdő – közösségek átalakulása

Az egyes egyedek és fajok szintjén megjelenő változások bizonyos küszöbök elérése után a közösségek szerkezetében és működésében is változásokat fognak előidézni (3. ábra). E folyamatok a társadalom számára lehetnek ugyan váratlanok vagy meglepőek, de mégsem feltétlenül teljesen előjel nélküliek. A jelentős irreverzibilis változásokkal járó hirtelen átalakulásokat (regime shifts) ugyanis elméleti megfontolások alapján számos mérhető, detektálható jelenségnek kell megelőznie (pl. Biggs et al. 2009, Scheffer et al. 2009). Egy ilyen, készülődő nagyobb változásokra utaló „baljós” előjel (leading indicator) lehet például az egymást követő perturbációk utáni helyreállási idő fokozatos megnövekedése (Chrisholm & Filotas 2009), amelyet már Magyarországon is több élőhely esetében megfigyelték (zonális erdők – Lakatos & Molnár 2009, homoki erdősztyepp biom – Kröel-Dulay et al. 2006). E jelenség az érintett ökoszisztémák közeli és gyökeres átrendeződését vetíti előre. Mint látható tehát, nagy jelentőségű feladat a közösségek, a természetes élővilág állapotának a folyamatos monitorozása (Biggs et al. 2009), és különösen fontos a várható változások irányába mutató szélsőséges időjárási események hatásainak nyomonkövetése (Parmesan et al. 2000, Ciais et al. 2005). Hazánkban ebből a szempontból az ismétlődő aszályhelyzetek hatásainak a vizsgálata a legfontosabb (Kovács-Láng et al. 2005, Kröel-Dulay et al. 2006, Mészáros et al. 2008).

A bonyolult versengési, táplálkozáshálózati viszonyok átrendeződése az eddig megszokott közösségek gyökeres átrendeződését eredményezheti, amelynek során egyes fajok átmenetileg kontroll nélkül maradva túlszaporodhatnak (pl. Broennimann et al. 2007, Fitzpatrick et al. 2007), míg más fajok kiesnek a rendszerből. A kisebb tűrőképességű, specializáltabb fajok eltűnése generalista fajok által uralt elszegényedett, labilis társulásokat eredményez, és így további fajok inváziója előtt nyitja meg az utat (Tilman 1993, Lövei 1997). Olyan, nagy területre kiterjedő, irreverzibilis közösség-átalakulások bekövetkezésére is van lehetőség, amelyek globális léptékben is jelentős „ökológiai billenőpont”-nak tekinthetők (Lenton et al. 2008), mint például a korallzátonyok tömeges pusztulása (Hoegh-Guldberg et al. 2007) vagy az amazóniai esőerdők összeomlása és pusztulása (Malhi et al. 2009). Enyhébb esetekben ez a folyamat a különböző közösségek, biotopok vándorlásaként, határainak eltolódásaként is felfogható (pl. Penuelas & Boada 2003), ám ez a közelítés az élőhelyek fragmentációja és az intenzív tájhasználat miatt még ott sem mindig teljesül, ahol a klimatikus gradiensek egyszerű áthelyeződése zajlik (Collingham & Huntley 2000). A jelenlegi éghajlatváltozás

azonban mind mechanizmusai, mind jellege, mind mértéke, mind sebessége miatt egyedülálló a földtörténet folyamán (Forster et al 2007), s így előzmények és párhuzamok nélküli átalakulásokat is eredményezhet (Williams et al. 2007). Modelleredmények szerint leginkább azok a területek vannak kitéve jelentős közösség-átalakulásoknak, amelyek jelenleg is nagy zonális biomok határvidékén helyezkednek el (Fischlin et al. 2007). Többek között a mérsékelt övi lomboserdők és az erdősztyepp biom határán elhelyezkedő Magyarország is ezek közé a területek közé sorolható (Bierbaum et al. 2007, 88. o.).

A közösségek átalakulása többek között az ökoszisztéma szolgáltatások általános csökkenésében fog megnyilvánulni (Duraiappah et al. 2005). Ezeknek a folyamatoknak az emberiség jóléte, jövőbeli fennmaradása szempontjából vett jelentősége óriási, alig túlbecsülhető. Mivel az emberi társadalom a jelenlegi állapothoz adaptálódott, zökkenőmentes működéséhez stabilis körülményekre, valamint az ökoszisztéma szolgáltatások eddigi, megszokott szintjének folyamatos biztosítására van szükség. Ez egy olyan rejtett függőségi helyzet, amelynek társadalmunk jó része sajnos egyáltalán nincsen tudatában. Az ökoszisztéma szolgáltatások szerepe talán legjobban a levegőéhez hasonlítható: csak akkor vesszük észre, hogy szükségünk van rá, amikor hirtelen nem jutunk hozzá.

Az átalakulások várhatóan a biológiai sokféleség világszintű további jelentős csökkenését is maguk után vonják. A sokféleség maga is kulcsfontosságú tényező számos további szolgáltatás folyamatos biztosítása szempontjából (pl. pollináció, ökológiai stabilitás – McMichael et al. 2005). A biodiverzitás már jelenleg is megdöbbentő mértékű, de a jövőben várhatóan még tovább erősödő eróziója miatt ezeket a szolgáltatásokat különösen súlyos csökkenés veszélyezteti (MEA 2005, Sahney & Benton 2008). Ráadásul tipikusan ezek azok a szolgáltatások, amelyek már ma is nehéz helyzetben vannak, mivel „működtetésük” igen nehezen integrálható a mai hagyományosan szektorokban, ágazatokban gondolkodó problémakezelő rendszerünkbe (ld. Bevezetés). Mindezek okán a biodiverzitás, valamint a hozzá kapcsolódó ökoszisztéma szolgáltatások tudományos megértése és szakpolitikai integrációja különösen nagy jelentőségű feladat a társadalmunk jövője és fenntarthatósága szempontjából.

2.1.5. A változás mint lehetőség – evolúciós adaptáció

Az evolúció egyik hajtórugója, hogy a környezethez való alkalmazkodás szaporodási előnyt biztosít az ebben sikeres fajok számára. A környezeti változások az élővilág szempontjából alkalmazkodási feladatokat jelentenek, amelyben, mint ahogy erről a földi élet közel 3,5 milliárd éves története is tanúskodik, hosszú távon a leghatásosabb fegyver az evolúció. A jelenlegi éghajlatváltozás is tulajdonképpen egy ilyen alkalmazkodási feladatnak tekinthető. A kérdés csak az, hogy vajon az evolúciós adaptáció képes lesz-e lépést tartani a változások sebességével, és ha igen, akkor vajon mely fajok esetében lesz erre képes, és melyek estében nem?

Mint az a fentebbi kérdésfelvetésből is látszik az éghajlatváltozásra adott evolúciós válasz legkönnyebben egyfajta faj- (illetve populáció-) szintű alkalmazkodási folyamatnak fogható fel. Annak érdekében azonban, hogy a 3. ábrán bemutatott logikai sorrendbe ez a jelenség jobban beilleszthető legyen, fontos rámutatni, hogy az összesített földi génkészlet bővülése a megváltozott körülményekhez alkalmazkodó genetikai anyagok megjelenésével egy bioszféra-szintű adaptációs mechanizmusnak is tekinthető, amelynek természetesen erőteljes faji és populáció szintű vonatkozásai is vannak.

Az éghajlatváltozás, a folyamat korábban bemutatott fiziológiai hatásain keresztül, már jelenleg is számottevő szelekciós nyomást biztosít a különböző fajok populációi számára. Ez bizonyos tulajdonságok (pl. hőtűrés, szárazságtűrés, terjedőképesség) felerősödéséhez vezethet. Ilyen folyamatokra már jelenleg is számos példa ismert (pl. Hendry & Kinnison 1999, Davis & Shaw 2001, Reznick & Ghalambor 2001). Nem világos azonban, hogy a tapasztalható mennyiségi változásokból mi az, amit az egyes genotípusok fenotipikus plaszticitása vagy az egyes populációk meglévő genetikai változatossága okoz, és mi az, ami már valóban evolúciós (genetikai) változásnak tekinthető. A fenotipikus plaszticitás azonban nem, vagy legfeljebb az éghajlatváltozás kezdeti időszakában lehet elégséges az alkalmazkodáshoz – a változások előrehaladtával ehhez egyre inkább valódi evolúciós fejlődésre van szükség (Visser 2008). A gyors *in situ* mikroevolúciós adaptációt eddig dokumentáló megfigyelések döntő többsége azonban nem bizonyítja azt, hogy valóban evolúciós változások történtek volna: a megfigyelt folyamatok ugyanis éppen olyan jól magyarázhatóak a fenotipikus plaszticitás valamilyen megnyilvánulásaként is (Gienapp et al. 2008). Valódi genetikai alkalmazkodást eddig csak néhány muslinca faj esetében találtak (Umina et al. 2005, Balaniya et al. 2006; ld. Gienapp et al. 2008). Ha a genetikusok közismert muslincák iránti elfogultságától eltekintünk, akkor ez is azt az elméleti megfontolások alapján is nyilvánvaló feltételezést erősíti meg, hogy gyors mikroevolúciós fejlődés az éghajlatváltozás időskáláján csak a gyors nemzedékváltással és nagy szaporodási rátával jellemezhető szexuálisan szaporodó fajok esetében képzelhető el (Gienapp et al. 2008). A genetikai alkalmazkodásnak azonban még e fajok esetében is lehetnek leküzdhetetlen, vagy csak igen nehezen (nagyon hosszú idő alatt) leküzdhető fizikai korlátai (Kellermann et al. 2009), ugyanis amíg bizonyos esetekben egy-egy aminosav kicserélődése is elég lehet a sikeres adaptációhoz, addig máskor ehhez teljes strukturális átalakulásra van szükség (Somero 2010). Mindezek alapján tehát összességében úgy tűnik, hogy az evolúciós alkalmazkodás a jelenlegi éghajlatváltozás időskáláján várhatóan nem lesz jelentős tényező.

2.2. Fajok és közösségek elterjedésének modellezése

A várható hatások feltárásának, a jövő tudományos igényű megismerésének egyik eszköze a modellezés. Az éghajlatváltozás ökológiai hatásainak feltárására jelenleg használatos modellek

többségét attól függően, hogy milyen jellegű összefüggésekre alapozva írják le a vizsgált rendszer működését, két nagy modell-családba sorolhatjuk: az egyik a statisztikai megközelítésben dolgozó korrelatív modellek csoportja, a másik pedig a fontosabb folyamatokat realisztikusan rekonstruálni kívánó mechanisztikus modellek családja (Fischlin et al. 2007).

A **mechanisztikus** modellek ma leginkább használatos képviselői a dinamikus globális vegetációs modellek (dynamic global vegetation models, DGVM), amelyek a valódi térben, valódi biofizikai folyamatok (pl. fotoszintézis, vízfelvétel, növekedés) szimulálásával modellezik néhány fiktív és kellőképpen általános növényi funkcionális csoport (plant functional type, PFT) fejlődését (Prentice et al. 2007, Lavorel et al. 2007). A modellben az egyes PFT-k, képviselői versengenek egymással a változó környezeti feltételek között. Mivel az egyes PFT-k egy-egy nagyobb fajcsoport idealizált képviselői (soha sem halnak ki, és bármikor bárhol képesek megjelenni), ezért a faji szintű folyamatokat, valamint a csoportok belső diverzitását e modellek nem képesek közvetlenül reprezentálni. Ennek megfelelően e modellek kizárólag közösség-szinten dolgoznak, és leginkább a különböző biotopok földrajzi elterjedésének (pl. Smith et al. 2001, Bachelet et al. 2003), valamint a fontosabb ökoszisztéma-funkciók nagyléptékű változásainak (pl. a globális szénmérleg – le Quéré et al. 2009) vizsgálatára alkalmasak. Az általában alkalmazott globális, kontinentális léptéknek megfelelően durva tematikus és térbeli felbontás miatt kisebb területek részletes vizsgálatára ezek a modellek általában közvetlenül nem alkalmasak. Viszont a mechanisztikus megközelítés lehetővé teszi kisebb területekre fókuszáló, a lokális/regionális ökoszisztémák adottságaira testreszabott fajalapú dinamikus vegetációs modellek (DVM) készítését is (pl. Scheller & Mladenoff 2005), amelyek a regionális előrejelzésének különösen hasznos eszközei lehetnek. Hátrányuk viszont, hogy (a DGVM-ekhez hasonlóan) pontos kalibrációt és számos biológiai folyamat részletes parametrizációját igénylik (nagy adat- és számításigény – vö. Purves & Pacala 2008), ráadásul a DGVM-ekkel szemben mind térbeli, mind időbeli érvényességük erősen korlátozott.

A **korrelatív** megközelítési módot használó modellek a vizsgált objektumok (általában fajok) földrajzi elterjedése és az éghajlat között keresnek statisztikai kapcsolatot (Guisan & Zimmermann 2000, Elith & Leathwick 2009). Erre utal a modelles család leggyakrabban használt neve, a faj-elterjedési modellek (species distribution models, SDM) is, amely azonban némileg félrevezető, ugyanis ilyen modellt az egyes fajok jelenlétén kívül számos más, térben számszerűen jellemezhető ökológiai tulajdonság (pl. közösségek jelenléte, fajgazdagsága stb.) esetében is lehet használni (pl. Ferrier & Guisan 2006, Potts & Elith 2006, Botkin et al. 2007). A technika további gyakran használt nevei – niche-based modelling, bioclimatic (envelope) modelling – szintén az egyes fajok elterjedését meghatározó keretekre utalnak, és egyedül talán csak az SDM rövidítés egy ritkán használt feloldása, a statisztikus elterjedési modellek (statistical distribution models) foglalja intuitíven ma-

gába a korrelatív modellek minden típusát⁶. Ez a megközelítés nem foglalkozik a konkrét (elterjedési) mintázatot kialakító okokkal és összefüggésekkel, hanem a folyamatokat egyfajta fekete dobozként kezelve kizárólag a vizsgált paraméterekre koncentrál. Ahhoz, hogy az összefüggések leírása alapján előrejelzéseket is lehessen készíteni, a megtalált statisztikai kapcsolatot ki kell vetíteni a jövőbe, a várható éghajlati forgatókönyvekre. Így emögött a megközelítés mögött burkoltan tulajdonképpen egy kifinomult tér-idő megfeleltetés rejlik, amelynek során a vizsgált változók jelenlegi térbeli kapcsolatából azok majdani időbeli kapcsolatára következtetünk (Pickett 1989). E tér-idő megfeleltetés egy speciális, végletesen egyszerűsített, de igen jól kommunikálható esete az éghajlati analógiák keresése, amikor egy adott hely jövőbeli éghajlatát közvetlenül egy másik hely jelenlegi éghajlatához hasonlítjuk (pl. Horváth 2008, Kopf et al. 2008). Ahhoz, hogy a tér-idő megfeleltetés megalapozott legyen, fel kell tételezzük azt, hogy mind a kiindulási állapotban, mind pedig a jövő során alapjában az éghajlat határozza meg a vizsgált változót, egyfajta „éghajlati egyensúly” keretében. Ez az egyensúlyi feltételezés a korrelatív megközelítés legfontosabb alapfeltevése, amely azonban a valóságban, sajnos, még látszólag stacionárius feltételek esetén is csak korlátozottan teljesül (Svenning & Skov 2004).

Mint láthattuk, az éghajlatváltozás számos egymásra épülő szerveződési szinten képes beleavatkozni a természetes ökológiai rendszerek folyamataiba. Az emberiséget leginkább közvetlenül és legsúlyosabban érintő hatások ezek közül a szintek közül a fajok és a közösségek szintjén jelentkeznek. Nem véletlen tehát, hogy a hatások feltárására szolgáló modellek többsége is ezen a két szerveződési szinten dolgozik. Részint ezzel is magyarázható e két típus kiemelkedő népszerűsége: nem számszerűsített tapasztalataim szerint az éghajlatváltozás ökológiai hatásait modellező elemzések elsőpró többsége egyértelműen besorolható az SDM vagy a DGVM modellcsalád valamelyikébe. Népszerűségük oka egyértelműen a konkrét gyakorlati problémátípusok kezelésére való használhatóságukban rejlik. Azonban a két fő típus között valójában kontinuos átmenet van, valamint számos nehezen besorolható úttörő próbálkozás is akad, mind a régmúltból, mind a mai időkből. A folyamatos átmenetnek és a modellezési lehetőségek gazdagságának az illusztrálására tekintsük a következő egyszerű modelltípus-sorozatot (vö. Leemans et al. 1996):

- a ma divatos faj-elterjedési modellek (*kapcsolat az éghajlati változókkal*: statisztikai, *objektumok*: fajok, *válaszváltozó*: a vizsgált fajok jelenléte/hiánya egyenként);
- önálló élőhely-elterjedési modellek (*kapcsolat*: statisztikai, *objektum*: közösségek, *válasz*: a vizsgált közösségek jelenléte/hiánya egyenként (ezért „önálló”), *példa*: Holten & Carey 1992, Brzeziecki et al. 1995, Hilbert & Ostendorf 2001);

⁶ A nevezéktani komplikációk elkerülése érdekében én az SDM rövidítést a továbbiakban kifejezetten csak a faj-alapú korrelatív modellekre használom. Abban az esetben ha élőhelyek az objektumok, a modelltípust élőhely-elterjedési modellnek (HDM) nevezem, és a teljes megközelítési módra a Fischlin (2007) mintájára a „korrelatív” szóval utalok.

- biofizikai eghajlatoztályozás-alapú modellek (*kapcsolat*: statisztikai vagy előre megadott, *objektum*: közösségek (biomok), *válasz*: egy közös kategorikus válasz, hagyományos klasszifikáció, példa: Emanuel et al. 1985, Kalvová et al. 2003, Czúcz et al. 2006);
- fuzzy biofizikai eghajlatoztályozás-alapú modellek (*kapcsolat*: statisztikai vagy előre megadott, *objektum*: közösségek (biomok), *válasz*: egy közös kategorikus válasz, fuzzy klasszifikáció, példa: McBratney & Moore 1985);
- a ma divatos dinamikus vegetációs modellek (*kapcsolat*: mechanisztikus, *objektum*: PFT-k, *válasz*: az egyes PFT-k mennyisége) – ez tulajdonképpen egy olyan folyamat-alapú fuzzy biofizikai eghajlatoztályozásként is felfogható, amelyben az egyes osztályokba tartozás mértékét a PFT-k tömegarányai szabják meg.⁷

A nagy ugrás (a korrelatívból a dinamikus megközelítésbe) az utolsó lépésben történik. A sorozat középső elemeiben az a közös, hogy faj feletti egységek elterjedési mintázatát írják le korrelatív statisztikai módszerek segítségével. Ezeket a modelleket ezért összefoglaló néven élőhely-elterjedési modelleknek (habitat distribution models, HDM) nevezhetjük. E viszonylag ritkán használt modellek több előnyös tulajdonsággal rendelkeznek: többek között egyszerűbbek szerkezetileg, kisebb a számításigényük és jobban reprezentálják a teljes élővilágot (különösen a ritka és a rejtőzködő fajokat), mint a néhány kiragadott fajjal operáló SDM-ek (Ferrier & Guisan 2006). Van azonban egy jelentős hátrányuk is a faj-elterjedési modellekkel szemben: extrapolációs képességük még azoknál is korlátozottabb, ugyanis semmi sem garantálja, hogy a mai közösségek sokáig fenn fognak maradni az éghajlatváltozás előrehaladtával (Ferrier & Guisan 2006).

Azt, hogy mikor milyen megközelítést érdemes használni elsősorban a modellezés célja dönti el. Az emberiség a természetes ökológiai rendszerekkel elsősorban az ökoszisztéma szolgáltatások révén kerül kapcsolatba (sőt, kifejezetten függőségi viszonyba). E szolgáltatások jövőbeli elérhetőségének vizsgálata, modellezése ily módon közvetlen érdeke az emberiségnek. A különböző szolgáltatások esetében különböző megközelítési módok lehetnek ideálisak. Az alapjában biodiverzitás-függő ökoszisztéma szolgáltatások (pl. megporzás, biológiai növényvédelem, vagy a sokféleség fenntartása) vizsgálatára, a két fő modellezési paradigma közül a faj-szintű korrelatív modellek tűnnek hasznosabbaknak. Az emergensen ökoszisztéma-szintű szabályozó vagy fenntartó ökoszisztéma-szolgáltatások (pl. szénmegkötés, talajképződés, erózióvédelem, víztisztítás) modellezésére viszont a DGVM-ek szoktak alkalmasabbnak bizonyulni. Az egyed-szintről kiinduló változásokat valamilyen módon elvileg mindkét modell típus figyelembe veszi (az SDM-ek az elterjedést korlátozó folyamatokon keresztül közvetve – pl. Normand et al. 2009, a DGVM-ek közvetlenül de elna-

⁷ A tipikus SDM-ek és DGVM-ek között számos más összekötő sorozat is létezik. Egy másik lehetséges példa, a DGVM – DVM – biofizikai niche-modellek (pl. Kearney & Porter 2009) – SDM sorozat, melyre egészen az utolsó lépésig a mechanisztikus megközelítés használata jellemző.

gyoltan). A mechanisztikus modelleket felépítésük alkalmassá teszi arra is, hogy globális éghajlati modellekkel (general circulation models, GCM) egybeépítve a teljes Föld-Légkör-Bioszféra rendszer változásainak dinamikus modellezésére alkalmas eszközöket szolgáltatassanak (Cox et al. 2000). A jövő éghajlatát leíró klímamodellek bizonytalanságai és hibái mindkét modellcsalád számára egyaránt problémát jelentenek. A korlátozott validálhatóság (jövőbeni adatok híján) szintén közös problémája a két megközelítésnek, de ötletes validációs kísérletek, és érdemi megerősítő eredmények mindkét modelltípus esetén akadnak (pl. Sitch et al. 2003, Gerten et al. 2004, illetve Green et al. 2008, Pearman et al. 2008, Duncan et al. 2009)

1. táblázat: A korrelatív (K) és a mechanisztikus (M) megközelítésen alapuló modellek jelentősebb korlátai és gyengeségei (Pearson és Dawson 2003, Dormann 2007 és Sinclair et al. 2010 alapján). +: a probléma fennáll

Potenciális problémák	M	K
Extrapoláció okozta tévedések lehetősége		+
Éghajlati egyensúlyt feltételez, tranziens állapotok modellezésére nem alkalmas		+
Nem a valódi éghajlati hatást kifejtő éghajlati paraméterek ismertek	+	+
Nem képes figyelembe venni a mikro/mezoklimatikus refugiumokat	+	+
Nem képes figyelembe venni a terjedési korlátokat	+	+
Nem képes figyelembe venni az evolúciós adaptációt	+	+
Csak korlátozottan képes figyelembe venni a biotikus kölcsönhatásokat	+	+
Csak korlátozottan képes figyelembe venni az emberi tájhasználatot	+	+
Bonyolult parametrizálás, nagy adatigény	+	
Érzékeny a klimatikus scenáriók hibáira, bizonytalanságaira	+	+

A két megközelítés használhatóságát a vizsgálat célja mellett az egyes megközelítésekhez tartozó további korlátok és problémák szabályozzák, amelyeket az 1. táblázatban mutatok be. Ezek közül itt a szövegben csak néhányat fejtenék ki részletesebben. A már említett általában megalapozatlan egyensúlyi hipotézis mellett a korrelatív megközelítés legnagyobb hibája, hogy nem teremt megalapozott lehetőséget az extrapolációra. Tekintettel az előttünk álló változások mértékére és jellegére (Forster et al 2007) ez sok esetben gondot jelenthet. Ráadásul az extrapoláció hibája szinte észrevétlenül is elkövethető – amennyiben a jövőbeli éghajlat az éghajlati változók olyan kombinációját tartalmazza, amely a jelenlegi elterjedési területen egyszerűen nem valósul meg. Ilyenkor könnyen előfordulhat, hogy valójában más tényező limitál, mint ami limitálni látszik, és a kapott előrejelzés valójában műtermék (Williams & Jackson 2007, Varela et al. 2009). A biotikus kölcsönhatások megváltozása a realizált niche változásához vezethet, amely az extrapoláció egy, a korrelatív modelleket különösen veszélyeztető formáját eredményezheti (Broennimann et al. 2007, Fitpatrick et al. 2007). Egy másik, szintén az éghajlati változókat érintő probléma, amely azonban már a mechanikus megközelítés esetén is jelentkezhet, hogy az esetek többségében nem a valódi hatást kifejtő éghajlati paraméterekről rendelkezünk ismeretekkel (pl. az éghajlati változók szélsőségei helyett csak az átlagértékek ismertek). Ez különösen akkor okoz problémát, ha az átlag és a

szélsőségek viszonya (a meteorológiai elem statisztikai eloszlása) megváltozik, és ilyen jellegű folyamatokra (pl. szélsőségek megszorodása) várhatóan számítani kell az éghajlatváltozás következtében (Meehl et al. 2007a). Szintén nagyon fontos fogatékosság a fajok terjedési képességének, terjedési korlátainak az elhanyagolása. E hiányosság orvoslása jelenleg a modellezési eszköztár fejlesztésének az egyik fókuszpontját alkotja (Vos et al. 2008, Prentice et al. 2007), és a jelen dolgozat egyik legfőbb tudományos eredménye is ezt a problémát hivatott enyhíteni (7. fejezet).

Mindezek fényében a modellekkel kapható projekciókat mindenképpen bizonyos körültekintéssel érdemes csak kezelni és értelmezni. A buktatók egy része azonban körültekintően megválasztott módszertani megoldásokkal elkerülhető. A prezencia-abszencia adatokat használó SDM-ek és HDM-ek esetében (mint amelyeket én is használni fogok a 6.1. fejezetben) például olyan tényezők, mint az abszencia adatok valódisága, a válaszváltozó prevalenciája, térbeli autokorrelációja vagy a prediktorok korreláltsága együttesen határozzák meg, hogy egy-egy konkrét probléma esetén milyen modelltypust és analitikai eszközöket lehet, illetve érdemes használni (pl. Barry & Elith 2006, Zuur et al. 2009). Magának a korrelatív kapcsolatnak a formalizálására zavarba ejtően sok különböző elvi háttérű modelltypust kínál fel a szakirodalom, amelyek közül a leggyakrabban használtak a GLM (általánosított lineáris modellek), GAM (általánosított additív modellek), CART (klasszifikációs és regressziós fák, döntési fák) és az ANN (mesterséges ideghálózatok) (pl. Guisan & Zimmermann 2000, Thuiller 2003, Guisan & Thuiller 2005), de évről évre számos további új, ígéretes technika jelenik meg (pl. Stockwell & Peters 1999, Hothorn et al. 2006, Phillips & Dudík 2008, Elith et al. 2008). Más típusú válaszok (például abundancia vagy fajszám-adatok) némileg eltérő modellezési technikákat kívánnak meg, például binomiális GLM helyett béta, poisson, negatív binomiális GLM, vagy esetleg különböző keverék (zero inflated, hurdle) modellek alkalmazását (pl. Martin et al. 2005, Potts & Elith 2006, Zuur et al. 2009). A konkrét modellek mellett a kiértékelési technikák is rohamosan fejlődnek, és itt nemcsak a különböző evaluációs statisztikákra (ROC/AUC, Cohen-féle κ – pl. Jiménez-Valverde & Lobo 2007, Lobo et al. 2008) érdemes gondolni, hanem az ökológiai modellezésben csak a közelmúltban megjelent ensemble technikák térhódítása is jelentős, amelyek különböző kalibrációval és algoritmusokkal számított modelleredmények együttesének használatával kívánják mérsékelni a modellezésben rejlő inherens bizonytalanságokat (Araújo & New 2007, Marmion et al. 2009, Thuiller et al. 2009, Diniz-Filho et al. 2009).

A megfelelő módszertan használata az elemzések megbízhatóságának egyik legfontosabb tényezője, amely önmagában azonban még nem garantálja a tévedések elkerülését. A megfelelő módszerválasztást körültekintő adatelőkészítésnek kell megelőznie, és az eredmények óvatos, átgondolt interpretációjának kell követnie (Araújo & Rahbek 2006). Általános szabály, hogy az elemzések (különösen a korrelatív statisztikai jellegű elemzések) nem tudnak több információt kihozni az ada-

tokból, mint amennyit azok kezdetben tartalmaztak. Az elemzés során mindvégig gondosan figyelni kell olyan dolgokra, mint például az egyes adatok jelentése, a térlépték, az elhanyagolt folyamatok, az alapfeltevések potenciális sérülései, és így tovább. Csak az átgondoltan megtervezett, végrehajtott és kiértékelt előrejelzések lehetnek valóban hasznos eszközök az éghajlatváltozás várható ökológiai hatásainak a felderítésében.

2.3. A sérülékenységi elemzések módszertana

2.3.1. A sérülékenység koncepciója

Az éghajlatváltozás lehetséges káros következményeinek megismerése és megértése érdekében az elmúlt évtizedekben számtalan erőfeszítés történt. E vizsgálatok egyik legfőbb tanulsága, hogy jóllehet az éghajlatváltozás mindenkit érint, de nem egyforma mértékben érinti a különböző régiókat, szektorokat és társadalmi csoportokat. Hasonlóképpen a természetes ökoszisztémák esetében sem azonos az egyes területek, illetve közösségek (élőhelyek, biomok) érintettsége. Ezek az eltérések három fő okra vezethetők vissza (Ionescu et al. 2009):

- (1) A klímaváltozás közvetlen következményei helyről helyre mások lesznek. A mérsékelt szélességeken pl. sokkal nagyobb hőmérséklet-emelkedésekre kell számítani, mint a trópusokon (Meehl et al. 2007a), és a tengerszint emelkedése eleve csak a partvidéki területeket sújtja. A csapadék mennyisége és eloszlása pedig akár kisebb területeken belül is egészen eltérő módon változhat meg: amíg bizonyos helyek szárazabbak lesznek, addig mások nedvesebbek, és megint máshol esetleg csak a csapadék éven belüli eloszlása módosul.
- (2) Az egyes régiók, csoportok szektorok vagy élőhelyek eltérő mértékben érzékenyek a különböző jellegű változásokra. Egyes régiókban semmilyen problémát nem okoz a csapadék növekedése, míg máshol pusztító árvizeket eredményezhet. Az a hőség, ami a fiatalabb korosztály számára maximum kellemetlen, az idősebbek esetében akár végzetes is lehet. Hasonlóképpen a különböző fajok és közösségek is eltérően reagálnak egy-egy aszályos időszakra, vagy azok egy hosszabb sorozatára.
- (3) Abban is vannak eltérések, hogy az egyes csoportok, régiók vagy szektorok mennyire képesek felkészülni és védekezni a klímaváltozás negatív hatásai ellen. Az aszályok gyakoribbá válásának tudatában például egyes gazdák öntözőrendszereket tudnak kiépíteni, míg más gazdák esetében erre nincs lehetőség (pl. hiányzik a víz, a szaktudás vagy a tőke). Hasonlóképpen, amíg egy homogén és elszigetelt élőhelyfolt fajainak kevés lehetőségük van kitérni a kedvezőtlennek váló éghajlat elől, addig ugyanezen élőhely fajtái egy diverz és vándorlási folyosókkal jól ellátott tájban sokkal könnyebben elkerülhetik a kipusztulást.

E három tényező elválasztása, ismerete és megértése egyben gyakorlati segítséget is nyújt az egyes társadalmi csoportok, társadalmi-gazdasági ágazatok, vagy földrajzi helyek éghajlatváltozás által való érintettségének, fenyegetettségének, azaz *sérülékenysége*nek (vulnerability) az értékelésére. Ez tükröződik, az éghajlatváltozást vizsgáló kormányközi testület (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) által alkalmazott definícióban is, amely szerint a sérülékenység „a káros éghajlati hatásokkal szembeni érzékenységnek, sebezhetőségnek, illetve az alkalmazkodás hiányának a mértékét fejezi ki, amely egyaránt függ a rendszert érő éghajlati változások jellegétől és mértékétől, a rendszer érzékenységétől, illetve alkalmazkodóképességétől” (IPCC 2007, 2. táblázat). Az IPCC meghatározás formalizálására a kezdetektől határozott törekvések történtek (pl. Carter et al. 1994, Parry & Carter 1998, Turner et al. 2003, Schröter et al. 2005b, Wolf et al. 2008, Ionescu et al. 2009), amelyek eredményeképpen fokozatosan kialakult az éghajlati sérülékenységi elemzések (vulnerability assessments, VA) széles körben elterjedten használt módszertana. Ez egy operatív sémát nyújt a sérülékenység számszerűsítésére, amely fő komponenseiben gyakorlatilag tükrözi az IPCC definíció szerkezetét:

$$\text{sérülékenység} = f(\text{kitettség}, \text{érzékenység}, \text{alkalmazkodóképesség}), \quad (\text{e1})$$

azaz a vizsgált rendszer *sérülékenysége*t (vulnerability) három tényező, az éghajlati kényszereknek való *kitettség* (exposure), a vizsgált objektumok éghajlat-*érzékenysége* (sensitivity), valamint azok *alkalmazkodóképessége* (adaptive capacity) függvényében írja le. A függvény nem lehet tetszőleges alakú, benne az egyes tényezők a következőképpen csoportosulnak:

$$\begin{aligned} \text{sérülékenység} &= f^*(g(\text{kitettség}, \text{érzékenység}), \text{alkalmazkodóképesség}) = \\ &= f^*(\text{várható hatás}, \text{alkalmazkodóképesség}), \end{aligned} \quad (\text{e2})$$

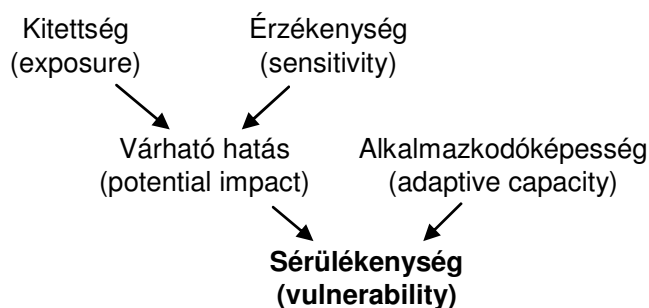
ahol a

$$\text{várható hatás} = g(\text{kitettség}, \text{érzékenység}) \quad (\text{e3})$$

a kitettségnek a sérülékenységen keresztül megnyilvánuló közvetlen hatását írja le, amely akkor egyezne meg a tényleges hatással, ha a vizsgált rendszer nem lenne képes a változásokhoz való legkisebb mértékű alkalmazkodásra sem.

Az operatív használat mindezekén kívül még három gyakran elfelejtett, de annál lényegesebb alapelem precíz lehatárolását igényli, amelyek szintén kiolvashatóak az IPCC definíciójából (Ionescu et al. 2009):

- mindenképpen meg kell határozni a vizsgált *entitás*okat (rendszereket, azok alegységeit stb. – a továbbiakban objektumok) amelyeket az éghajlatváltozás fenyeget, és amiket vizsgálni kívánunk,



5. ábra: A sérülékenység számításának elvi koncepciója

2. táblázat: A sérülékenységi elemzések legfontosabb fogalmainak meghatározása az IPCC (2001, 2007) definíciók alapján. A magyar meghatározások értelmükben megegyeznek az angol definíciókkal, de nem szó szerinti fordítások.

Fogalom	Meghatározás
Sérülékenység (vulnerability)	egy rendszer káros éghajlati hatásokkal szembeni érzékenységének, sebezhetőségének, illetve az alkalmazkodás hiányának a mértékét fejezi ki, amely egyaránt függ a rendszert érő éghajlati változások jellegétől és mértékétől, a rendszer érzékenységétől, illetve alkalmazkodóképességétől. „Vulnerability is the degree to which a system is susceptible to, and unable to cope with, adverse effects of climate change, including climate variability and extremes. Vulnerability is a function of the character, magnitude, and rate of climate change and variation to which a system is exposed, its sensitivity, and its adaptive capacity.” (IPCC 2007)
Kitettség (exposure)	a vizsgált rendszert érő külső hatások, bekövetkező éghajlati változások jellege és mértéke „The nature and degree to which a system is exposed to significant climatic variations” (IPCC 2001)
Érzékenység (sensitivity)	annak a mértéke, hogy az éghajlati környezet megváltozása mennyire érinti a vizsgált rendszert „Sensitivity is the degree to which a system is affected, either adversely or beneficially, by climate variability or change. The effect may be direct (...) or indirect (...)” (IPCC 2007)
Várható hatás (potential impact)	az éghajlatváltozásnak az alkalmazkodás lehetőségeinek vizsgálata nélkül a vizsgált rendszerre gyakorolt potenciális hatása, a rendszer potenciális veszélyeztetettsége „all impacts that may occur given a projected change in climate, without considering adaptation” (IPCC 2007)
Alkalmazkodó-képesség (adaptive capacity)	annak lehetősége, hogy a vizsgált rendszer működésének áthangolásával mérsékli a hatások káros következményeit, alkalmazkodik hozzájuk, vagy esetleg előnyére fordítja őket „the ability of a system to adjust to climate change (including climate variability and extremes) to moderate potential damages, to take advantage of opportunities, or to cope with the consequences” (IPCC 2007)
Mitigáció (mitigation)	az éghajlatváltozást kiváltó okok (elsősorban az üvegházgázok megemelkedett koncentrációja) mérséklésének érdekében végzett tudatos emberi beavatkozások „an anthropogenic intervention to reduce the anthropogenic forcing of the climate system; it includes strategies to reduce greenhouse gas sources and emissions and enhancing greenhouse gas sinks” (IPCC 2007)
Adaptáció (adaptation)	a vizsgált rendszernek az éghajlati hatásokra válaszul végbemenő belső átrendeződése, amelynek célja a veszteségek mérséklése, illetve az esetleges előnyök kihasználása „adjustment in natural or human systems in response to actual or expected climatic stimuli or their effects, which moderates harm or exploits beneficial opportunities” (IPCC 2007)
Autonóm adaptáció (autonomous adaptation)	a vizsgált rendszer spontán reakciójának eredményeképpen létrejövő alkalmazkodás „adaptation that does not constitute a conscious response to climatic stimuli but is triggered by ecological changes in natural systems and by market or welfare changes in human systems” (IPCC 2007)
Tervezett adaptáció (planned adaptation)	az alkalmazkodási céllal hozott tudatos emberi döntések és koordinált tevékenységek „adaptation that is the result of a deliberate policy decision, based on an awareness that conditions have changed or are about to change and that action is required to return to, maintain, or achieve a desired state” (IPCC 2007)

- le kell határolni a vizsgált *éghajlati stimulusok* körét, amelyek a vizsgált objektumokra hatást gyakorolnak, továbbá
- szükség van valamilyen *referencia-kritériumra*, amely alapján eldönthetjük, hogy a változások valamely kimentele mennyire káros a vizsgált objektumokra.

A sérülékenységi elemzések során használt fontosabb fogalmakat részletesebben a 2. táblázatban mutatom be, míg ezek egymáshoz való kapcsolatát az 5. ábra illusztrálja.

Az éghajlati sérülékenységi elemzések módszertana számos előzménnyel rendelkezik más szakterületeken (pl. élelmiszerbiztonság, katasztrófavédelem, politikai gazdaságtan), és az éghajlati sérülékenységi elemzések koncepciója maga is egy fokozatos fejlődésen ment át az évek folyamán, amely még ma is tart (Füssel & Klein 2006). Az eszközök és a célkitűzések evolúciójával párhuzamosan végbemenő módszertani evolúcióban felismerhető néhány általános tendencia (Rothman & Robinson 1997, Füssel & Klein 2006):

- a lineáris szerkezetű felől a komplex struktúrájú elemzések felé,
- a szigorúan kvantitatív elemzésektől a kvantitatív és kvalitatív elemeket ötvöző elemzések felé,
- a nem-adaptív objektumoktól a tökéletesen, majd a realisztikusan alkalmazkodó objektumok felé,
- az alternatív fejlődési útvonalak egyre kifinomultabb figyelembevétele felé,
- a tudományos kíváncsiságtól a szakpolitikai igények kiszolgálása felé, illetve
- a potenciális felhasználóknak (stakeholders) az elemzési folyamatba való egyre szélesebb körű bevonása irányába.

Mindezen tendenciák az éghajlatváltozás hatásainak az értékelésében is jelen vannak, időről időre új típusú kérdések és új elemzési stratégiák megjelenését eredményezve. Ennek eredményeképpen az éghajlati sérülékenységi elemzések (VA) felépítése sem teljesen egységes, és a hatások valamint az alkalmazkodási lehetőségek értékelésére olyan elemzési útvonalak (stratégiák) is léteznek, amelyek bele sem illeszthetők a sérülékenységi elemzések fentebb említett szerkezetébe. Annak érdekében, hogy a fentebbi, többé-kevésbé operatív szerkezettel rendelkező sérülékenységi elemzéseket elhelyezzem az éghajlati hatásokat, sérülékenységet vagy alkalmazkodást vizsgáló elemzések teljes tárházában (climate change impact adaptation and vulnerability studies, CCIIV, Carter et al. 2007), Füssel és Klein (2006) munkája alapján az alábbiakban röviden áttekintem az eltérő felépítésű elemzések leggyakoribb típusait.

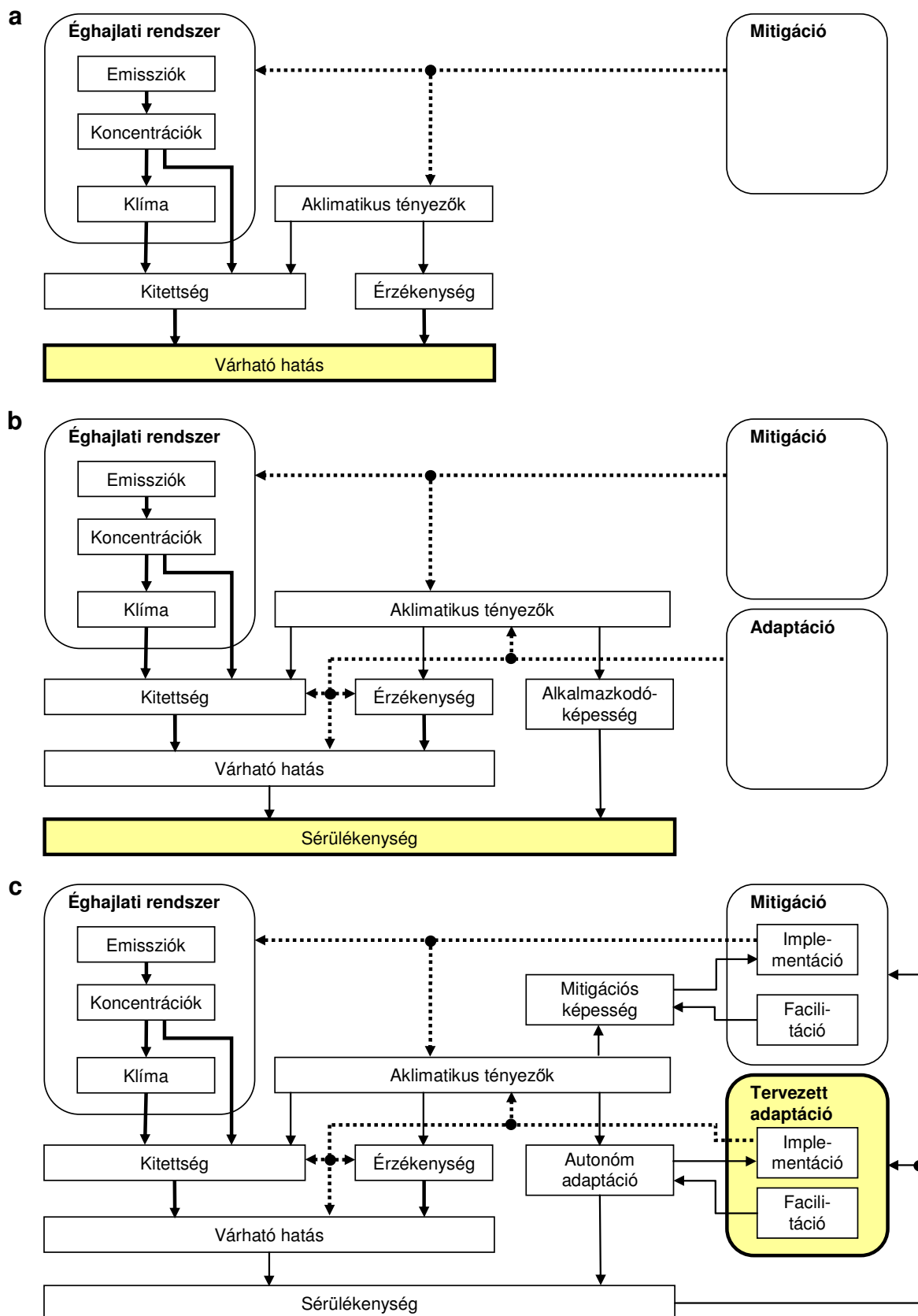
Hatáselemzések (impact assessment): ezek egy vagy több éghajlati szcenárió közvetlen hatását modellezzik egy vagy több hatásmechanizmus szerint, a vizsgált objektumok esetleges al-

kalmazkodásának figyelembevétele nélkül (6.a ábra). Jellemzően csak kvantitatív komponensből állnak, és gyakran a nem klimatikus tényezők is teljesen el vannak hanyagolva bennük.

Sérülékenységi elemzések (vulnerability assessment): az egyszerű hatáselemzésektől eltérően az objektumok alkalmazkodóképességének értékelésére is törekednek (6.b ábra). Füssel és Klein két típusukat különbözteti meg (első és második generációs sérülékenységi elemzés), amelyek az alkalmazkodóképesség becslésének alaposságában, realisztikusságában, illetve a felhasznált scenáriók nem-klimatikus, alkalmazkodást befolyásoló részének kidolgozottságában különböznek.

Alkalmazkodási elemzések (adaptation policy assessment): amíg a hatáselemzések és a sérülékenységi elemzések fő célja az egyes helyekhez, és objektumokhoz rendelhető éghajlati kockázatok minél realisztikusabb becslése, addig az alkalmazkodási elemzések célja a lehetséges alkalmazkodási (és esetenként mitigációs) stratégiák optimalizálása (6.c ábra). Ennek érdekében elengedhetetlen az interdiszciplinaritás, az érintettek (stakeholders) széleskörű bevonása, valamint a többkörös, iteratív elemzési stratégia.

Ez utóbbiakra egyelőre sajnos csak kevés példa van (pl. Menne & Ebi 2005, Vafeidis et al. 2008), de a CCAV elemzések fejlődése hosszabb távon egyértelműen ebbe az irányba mutat (UNDP 2003). A három fő fejlődési fázisnak a 6. ábrán bemutatott sorozata jól illusztrálja mindazt, amit Rothman és Robinson (1997) az integrált elemzések fejlődési irányáról megállapított. Ennek értelmében a biofizikai és a társadalmi-gazdasági rendszerek közötti kölcsönhatások jelentőségének és összetettségének a felismerésével a lineáris felépítésű, egyetlen szektorra koncentráló éghajlati hatáselemzések mellett / helyett egyre nagyobb teret és szerepet kell, hogy kapjanak a komplex felépítésű multiszektoriális vagy integrált elemzések is. Az IPCC AR4 második munkacsoportjának jelentése mind az általános bevezetőt adó második, mind az ökológiai következményekkel foglalkozó negyedik fejezetében aláhúzza a szektorközi integrált elemzések jelentőségét, és fejlesztésüket kiemelt feladatként határozza meg (Carter et al. 2007, 162. o.; Fischlin et al. 2007, 249. o.). Mindazonáltal, még a leginkább komplex integrált modellek is viszonylag egyszerűbb, egy-egy specifikus kérdéskörre fókuszáló részmodellekből épülnek fel, és a specifikus kérdéskörökre vonatkozó modellek fejlesztése szintén szerepel az IPCC által ajánlott kutatási prioritások között (Carter et al. 2007, 161. o.). A következőkben a dolgozat témája szempontjából legfontosabb ilyen specifikus területet mutatom be részletesebben: a természetes ökológiai rendszerek sérülékenységét.



6. ábra: Az éghajlati hatásokat, sérülékenységet vagy alkalmazkodást vizsgáló elemzések (climate change impact adaptation and vulnerability assessments, CCIAV) főbb fejlődési fázisai Füssel és Klein (2006) alapján. a: hatáselemzések, b: sérülékenységi elemzések, c: alkalmazkodási elemzések., Vastag nyilak: ok-okozati kapcsolatok, vékony nyilak: befolyás, információ, szaggatott nyilak: figyelembe vett beavatkozási lehetőségek. Az elemzés legfontosabb terméke mindhárom esetben a kiemelt elem.

2.3.2. Az ökológiai sérülékenység

A sérülékenységi elemzés koncepciójának az éghajlatváltozás ökológiai hatásaira való alkalmazása szempontjából egy különösen fontos kérdése a referencia-kritérium kérdése, azaz hogy hogyan definiáljuk az elkerülendő „veszteségeket”. A társadalmi-gazdasági célú elemzések esetén ez általában viszonylag egyértelmű szokott lenni (pl. GDP). A természetes ökológiai rendszerek esetében azonban több választási lehetőség is felmerülhet, amelyek jellemzően a különböző ökoszisztéma szolgáltatásokhoz köthetők. A kifejezetten a természetes ökoszisztémákra fókuszáló vizsgálatok esetében a legjobb referencia-kritérium talán a biológiai sokféleség megőrzése: ez ugyanis egy olyan, a társadalom számára kiemelkedően jelentős szolgáltatás, amelynek megőrzését, fenntartását elsősorban a természetes élőhelyek képesek biztosítani a társadalom felé.

A társadalmi és ökológiai rendszereken végzett sérülékenységi elemzések között van egy további fontos koncepcionális eltérés, amely körültekintő tisztázás nélkül félreértésekre adhat okot a más szakterületek gondolatvilágához, szóhasználatához szokott kutatóknak. Ez a fontos elvi különbség az alkalmazkodóképesség definíciójához és az alkalmazkodás mechanizmusaihoz kötődik. A legtöbb társadalmi-gazdasági CCIÁV elemzés esetében az alkalmazkodás fogalma elsősorban a tervezett adaptáció (szak)politikai döntéseken alapuló folyamatát jelenti. Az ilyen elemzésekben az adaptáció egy tudatos tevékenység, amelyet elsősorban oktatással, szemléletformálással, az egyéni és a közösségi gazdasági lehetőségek javításával lehet erősíteni. A vizsgált objektumoknak a változó körülményekhez való spontán „idomulása” (=autonóm adaptáció) nem különül el élesen a kevésbé korlátozott tervezett adaptációtól, amelynek általában sokkal nagyobb jövőbeli szerepet tulajdonítanak. A társadalmi elemzésekben, ennek megfelelően, az autonóm adaptációt többnyire elhanyagolják, vagy ha mégsem, akkor az objektumok *érzékenysége*nek részeként fogják fel (Carter et al. 2007).⁸ Ezzel szemben az ökológiai rendszerekben az autonóm és tervezett adaptáció folyamatai élesen elkülönülnek, és a kettő közül a jövőben várhatóan az autonóm adaptációnak lesz nagyobb szerepe, hiszen a tervezett adaptációnak (pl. fajok tudatos áttelepítése) a lehetőségei erősen korlátozottak (pl. Hoegh-Guldberg et al. 2008, Walther et al. 2009). A kontrasztos különbség némileg árnyalódik, hogyha figyelembe vesszük azt is, hogy az ökológiai rendszerek autonóm adaptációjának lehetőségeit közvetve (és sokszor akaratlanul) nagymértékben a társadalmunk tevékenységei határozzák meg.

Mint láthatjuk, tehát a (természetközeli) ökológiai rendszerek esetében az autonóm alkalmazkodásnak kulcsfontosságú szerepe lesz az éghajlatváltozás ténylegesen bekövetkező negatív hatásainak a mérséklésében. A biodiverzitás esetében kézenfekvő, hogy a biológiai sokféleség irreverzibi-

⁸ Amint az a 2. táblázat alapján is látható, a sérülékenységi elemzés koncepciója és alapfogalmai úgy lettek megalkotva, hogy azok társadalmi és ökológiai rendszerek, illetve tervezett és autonóm adaptáció esetében egyaránt alkalmazhatóak legyenek.

lis elvesztését (globális fajkihalások) tekintsük veszteségnek. Ennek megfelelően tehát a biodiverzitás szempontjából alkalmazkodásnak tekinthető minden olyan folyamat, mechanizmus, amellyel ez elkerülhető. A jégkorszakok tanulságai több ilyen „mechanizmusra” (pl. a fajok vándorlása, refugiumok kialakulása) nyújtanak példát. A következőkben végigveszem, hogy a különböző típusú előrejelzésekben hogyan és milyen sikerrel próbálják meg az egyes mechanizmusokat figyelembe venni.

Az éghajlatváltozás ökológiai hatásait vizsgáló kutatások többsége, sajnos, még csak meg sem próbálja kezelni az autonóm alkalmazkodás problémakörét. Ennek megfelelően az éghajlatváltozás ökológiai hatásainak értékelésére született elemzések döntő többsége csak az egyszerű hatáselemzések (IA) szintjéig jut el a Füssel és Klein (2006) által felvázolt gyakorlatiassági és integráltsági skálán, mind a korrelatív (SDM), mind pedig a mechanisztikus modellek (DGVM) esetében. A PFT-ekkel dolgozó DGVM-ek már konstrukciójuk okán alkalmatlanok a fajmozgások reprezentációjára, hiszen e folyamatok mind tér-, mind időléptéküket tekintve, mind pedig tematikusan jóval finomabb léptékben zajlanak, mint amilyen e globális modellek felbontása (Neilson et al. 2005, Nathan et al. 2005). (Jóval finomabb felbontás érhető el azonban regionális DVM-ek segítségével, amelyek ezáltal sérülékenységi elemzések készítésére is alkalmasak lehetnek.) A legelterjedtebben használt SDM-ek sem képesek a jégkorszakok során működött két fő „alkalmazkodási mechanizmus” – vándorlás és refugiumokba húzódás – egyikét sem megfelelően reprezentálni (Pearson 2006, Midgley et al. 2007). Megtévesztő lehet ebből a szempontból, hogy az SDM-ek modellezési keretrendszere egy viszonylag kézenfekvő lehetőséget biztosít a vándorlási lehetőségek egyfajta végletesen leegyszerűsített „intervallumbecslésére”, mellyel az ilyen elemzések készítői általában élni is szoktak. Ehhez két szélsőséges terjedési hipotézist (terjedésmentesség: „no dispersal”, illetve tökéletes terjedés: „universal dispersal”) állítanak fel, és azt feltételezik, hogy a valóság valahol e kettő között lesz. Ez a végletesen leegyszerűsített eljárás azonban semmiképp nem tekinthető az alkalmazkodóképesség realisztikus becslésének (Guisan & Thuiller 2005, Engler & Guisan 2009), úgyhogy én az ilyen megközelítést alkalmazó vizsgálatokat is az egyszerű hatásvizsgálatok közé sorolom.

Bár a klímaváltozás ökológiai hatásaival foglalkozó elemzések jelentős része elhanyagolja az élővilág alkalmazkodását, azért kétségtelenül több jelentős előrelépés is történt az elmúlt évtized folyamán a fajok alkalmazkodási lehetőségeinek az elemzésekbe történő jobb beépítése tekintetében. Mivel ez a témakör a dolgozatom egyik központi eleme, ezért ezt a témakört az eddigieknél némileg részletesebben, egy teljes körű szakirodalmi keresés eredményeire támaszkodva is szeretném bemutatni. Ehhez a Web of Science adatbázisban (Thomson-Reuters Inc.) a következő kifejezéssel végeztem keresést az egyes cikkek címezeiben:

Title = (vulnerability OR adaptation OR adaptive OR migration OR refug* OR dispers* OR coloniz*) AND (biodiversity OR diversity OR ecological OR ecosystem* OR vegetation OR species OR habitat* OR biome OR biomes OR forest) AND (climat* OR warming)

Mindezzel azokat az ökológiai célú hatáselemzéseket vagy sérülékenységi elemzéseket kívántam megtalálni, amelyek a „no dispersal – universal dispersal” megoldásnál realisztikusabban is megpróbálják figyelembe venni a természet autonóm alkalmazkodóképességét. A keresés 142 találatot dobott ki, amelyek közül kiszűrtem a review jellegű cikkeket (még ha kifejezetten az éghajlati sérülékenység témájába vágtak is – pl. Galatowitsch et al. 2009, Lindner et al. 2010), a kísérletes vizsgálatokat és a hipotézis-teszteléseket. A leíró-modellező jellegű elemzések közül is szigorúan csak azokat tartottam meg, ahol mind az éghajlatváltozás várható hatásaival, mind az élővilág autonóm adaptációjának lehetőségeivel (migráció, refugiumok) foglalkoztak. Elhagytam továbbá azokat a cikkeket is, amelyekben különböző, valójában inkább a „várható hatás” kategóriába sorolható aggregált mérőszámokat tekintettek alkalmazkodási indikátornak, mint pl. a jelenlegi és a jövőbeli elterjedési területek átfedését (pl. Araújo et al. 2004), vagy a zökkenőmentes éghajlatkövetéshez szükséges vándorlási távolságot, sebességet (pl. Malcolm et al. 2002). Sajnos sokszor még azon elemzések esetében sem értékelték explicit módon az ökológiai rendszerek alkalmazkodóképességét, ahol egy integrált sérülékenységi elemzés részeként ökológiai hatásokat is vizsgáltak: ilyenkor az alkalmazkodóképesség gyakran kizárólag a humán alrendszer szempontjából került számszerűsítésre (pl. Schröter et al. 2005a, Berry et al. 2006). Mivel egy egyértelmű kereső-kifejezésekkel viszonylag nehezen körülhatárolható területről van szó, ezért a keresésemet egy heurisztikus, „hólabda” jellegű kereséssel is kiegészítettem, amelynek során a már megtalált cikkek irodalomjegyzékét, valamint a rájuk hivatkozó további cikkeket néztem át. A listába beillesztettem az e dolgozatban is bemutatott munkám egy angol nyelven megjelent összefoglaló változatát is (Czucz et al. 2009), hogy látható legyen, hogy a felsorolt összesítő kritériumok szempontjai szerint hogyan viszonyul a munkám a többi munkához. Ezzel együtt összességében végül 16 minden kritériumnak megfelelő cikket sikerült azonosítanom; ezeket részletesen a 3. táblázatban mutatom be.

A felsorolt kutatások szinte mindegyikét lehetne sérülékenységi elemzésnek (VA) is tekinteni, hiszen ezek mindegyike realisztikus becslést nyújt valamely alkalmazkodási folyamatról is a várható hatás becslése mellett (ez volt a bekerülési kritérium). A legfontosabb dolog, ami miatt a táblázatban szereplő kutatások többsége mégsem tekinthető „igazi” sérülékenységi elemzésnek, az a szakpolitikai irányultság és a teljességre törekvés hiánya volt. Az eredményeket szemlélve feltűnő, hogy a két „felkínált” lehetőség (migráció, refugiumok) közül a válogatásba bekerült cikkek mindegyike a migráció folyamatát vizsgálja részletesebben. A teljes mintában is ezek voltak túlnyomó többségben, és bár néhány kifejezetten a refugiumok lehetséges hatásaival foglalkozó cikk is akadt (pl. Ashcroft et al. 2009, Randin et al. 2009), ezek egyike sem teljesítette az összes kritériumot. Az

is feltűnő, hogy a végső listában sokkal több a korrelatív, mint a mechanisztikus megközelítést alkalmazó vizsgálat, ami teljesen logikus és jogos, révéen hogy alapján faji szinten működő alkalmazkodási mechanizmusokról van szó. Az elpusztíthatatlan és mindenhol jelen lévő PFT-k versenyét szimuláló mechanisztikus modellekbe nehéz beilleszteni bármiféle terjedési limitáltságot. Viszont faj-alapú dinamikus vegetációmodellekkel, mint azt Scheller és Mladenoff (2005, 2008) bizonyították, szépen lehet kezelni a fajok vándorlását, sőt egy ilyen modell a rendszer belső dinamikájának a megértéséhez is segítséget nyújthat. A vándorlás becslésére a megoldások többségében egyszerű, olykor probabilisztikus sejtautomatákat használnak, amelyet valamilyen vegetációs vagy felszínborítási (land cover) adatbázis (és esetenként szakpolitikai céllal védettségi adatbázis) segítségével szabályos rácshálón értékelnek ki. A módszerek közül még a térben és időben explicit autokorrelatív Bayes-i modellek (pl. Latimer et al. 2006, Hooten et al. 2007) érdemel külön említést, melyek képesek a terjedés modellezését az SDM által használt statisztikai keretrendszerbe integrálni, és így külön migrációs (al)modellek alkalmazására nincs szükség (De Marco et al. 2008, Thuiller et al. 2008). Eme ígéretes, ám egyelőre gyerekcipőben járó módszercsalád minden kritériumnak megfelelő cikkek hiányában azonban a táblázatban nem került említésre. A publikációk időbeli megoszlása jól mutatja a még gyerekcipőben járó, de egyre jelentősebbé váló téma aktualitását. Ezt jelzi az is, hogy a faj-elterjedési (SDM) modelleknek fajvándorlási modellekkel való ötvözésére már célirányos modellezési keretrendszer is készült (Engler & Guisan 2009), sőt már teszteltek is terepi megfigyelési adatok segítségével ilyen kombinált SDM – terjedési modell párost (Willis et al. 2009).

Az alkalmazkodóképesség becslésére egy viszonylag kevésbé kihasznált lehetőség az indikátorok használata, amely alapján összhangban áll a sérülékenységi elemzések gondolatvilágával és szakpolitikai irányultságával. A következő fejezetekben egy ezt az ígéretes vonalat képviselő sérülékenységi elemzést mutatok be részletesen.

3. táblázat: Irodalmi áttekintés az élővilág autonóm alkalmazkodóképességét (migráció, refugiumok) explicit módon figyelembe vevő éghajlati hatáselemzésekről és sérülékenységi elemzésekről. F&K: az elemzés besorolása Füssel és Klein (2006) osztályozása szerint (IA: hatáselemzés, VA: sérülékenységi elemzés), PI: a várható hatás becslésére használt módszertan (K: korrelatív, M: mechanisztikus, SDM: faj-elterjedési modell, HDM: élőhely-elterjedési modell, DVM: dinamikus vegetációs modell), AC: az autonóm alkalmazkodóképesség becslésére használt módszertan.

	F&K	PI	AC (autonóm)	Objektumok, vizsgált régió	Megjegyzések
Iverson et al. 1999	IA	K (SDM)	sejtautomata	1 faj (Pinus virginiana, Kelet-USA)	Szabályos rácshálón probablisztikus terjedési modell, amelyben paraméterként a cellák (kiindulóállapotbeli) erdőszűrségét is figyelembe veszik. Teljesen elkülönülten modellezi a területek klimatikus alkalmasságát (PI, SDM) és a terjedési lehetőségeket (sejtautomata), amelyeket a végén összemetsz
Kirilenko et al. 2000	IA	K (HDM)	késleltetés	Holdridge-féle növényzeti zónák, É-i mérsékelt öv	Egy klimatikus varianciákkal parametrizált késleltetést épít be a használt statisztikai modellbe
Schwartz et al. 2001	IA	K (SDM)	sejtautomata	4 faj, Ohio, USA	Mint Iverson et al. (1999)
Iverson et al. 2004	IA	K (SDM)	sejtautomata	5 faj, Kelet-USA	A terjedési modell csak kis részterületekre, egyébként mint Iverson et al. (1999) és Schwartz et al. (2001)
Scheller & Mladenoff 2005	IA	M (DVM)	DVM-be beépítve	23 faj, É-Wisconsin, USA	Az alkalmazott dinamikus tájszimulációs modell PFT-k helyett valódi fajokkal operál, és az egyes fajok terjedését is explicit módon figyelembe veszi (a közvetlen hatás és az autonóm adaptáció ugyanabba a modellbe van beépítve)
Williams et al. 2005	IA	K (SDM)	sejtautomata, dispersal chains	280 Proteaceae faj, Dél-Afrika	Midgley et al. (2006) munkájának egy adaptációs stratégiát kereső továbbfejlesztése: olyan (védendő) területi egységek azonosítására törekszik, amelyen belül az összes vizsgált faj 2000 és 2050 között legalább 100 km ² klimatikusan alkalmas területet talál
del Barrio et al. 2006	IA	K (SDM)	sejtautomata	8+6 faj egy angol és egy spanyol mintaterületen	A lehetséges terjedés szimulációja mellett még a kapott populáció-hálózat konnektivitását is vizsgálták
Engler 2006	IA	K (SDM)	sejtautomata	2 fűfaj, Vaude, Svájc	Az Engler és Guisan (2009)-ban bemutatott kapcsolt SDM-terjedési modell alapján végzett próbaszámítások
Midgley et al. 2006	IA	K (SDM)	sejtautomata	336 Proteaceae faj, Dél-Afrika	Az „unlimited / no migration” mellett egy köztes „simulated migration”, amely időegységenként megadott mértékű terjedést enged meg (az időlépték a terjedést lehetővé tevő tüzek vissztérési idejéhez lett igazítva)
Fitzpatrick et al. 2008	IA	K (SDM)	sejtautomata	100 Banksia faj, Ausztrália	Lényegében Midgley et al (2006) munkájának megismétlése Ausztráliában egy rendszertanilag is rokon növénycsoportra
Locatelli & Imbach 2008	IA	K (HDM)	sejtautomata	Holdridge-féle növényzeti zónák, Közép-Amerika	Kifejezetten az autonóm adaptáció leírására törekszik egy vándorlási elvi modell segítségével
Richards et al. 2008	VA	M (elárasztás), K (SDM)	tájhasználati indikátorok (pl. partvédelem)	3 élőhely és 8 faj, 2 angliai mintaterület	Több folyamatra, több élőhelytípusra, számos fajra kiterjedő, átgondolt VA
Scheller & Mladenoff 2008	IA	M (DVM)	DVM-be beépítve	22 faj, É-Wisconsin, USA	Mint Scheller & Mladenoff (2005), kiegészítve néhány, a fragmentációt leíró tájökölógiai indikátor tesztelésével
Vos et al. 2008	IA	K (SDM)	sejtautomata	3 élőhely 3-3 faj, ÉNy-Európa	Folthálózatok azonosítása, a modellezett niche-sel való összemetszése, majd „klímabiztos” (climate proof) és nem klímabiztos hálózatok elkülönítése
Czúcz et al. 2009	VA	K (SDM)	tájökölógiai indikátorok	75 élőhely (AC csak kettőre), Mo.	Részletesen bemutatva a 7. fejezetben
Matsui et al. 2009	IA	K (SDM)	GIS / spatial filters	egy faj (Fagus crenata), Japán	Az „universal / no dispersal” mellett egy primitív (de már valamilyen életszerűbb) köztes terjedést feltételez: a „limited dispersal”

3. A megoldandó feladatok ismertetése

Célkitűzések

Az éghajlatváltozás természetes élővilágra gyakorolt hatásainak általános áttekintése után a dolgozat hátralévő részében a hazai élőhelyek éghajlati sérülékenységet próbálom meg feltárni egy részletes sérülékenységi elemzés keretében, a bevezetőben említett vezérelvek (1.3. fejezet) követésével⁹. Ennek során a következő fő célokat tűztem ki magam elé:

- (1) Meg kívánom mutatni, hogy a nemzetközi szinten jelenleg igen divatos korrelatív éghajlati hatáselemzések megfelelő adatforrások és technikák segítségével viszonylag könnyen kiterjeszthetők teljes sérülékenységi elemzéseké.
- (2) Egy olyan teljes körű ökológiai sérülékenységi elemzési módszertant szeretnék részletesen kidolgozni, mely interdiszciplináris sérülékenységi vagy alkalmazkodási elemzésekbe is közvetlenül beilleszthető.
- (3) Átfogó és realisztikus képet szeretnék szolgáltatni Magyarország természetes élővilágának közeljövőbeli éghajlati sérülékenységről.

Az első két célkitűzés számos nemzetközileg is meglehetősen újszerű módszerfejlesztési feladatot takar. Munkámban e módszerfejlesztési célok az elsődlegesek – a hazai élővilág elemzése ennek megfelelően elsősorban a fejlesztett módszerek tesztelésére, alkalmazhatóságának igazolására szolgál, mintegy „esettanulmányok” sorozataként. Ennek ellenére, mivel hazánkban hasonló jellegű vizsgálat korábban még nem készült, az esettanulmányok során kapott eredmények reményeim szerint mindenképpen érdekseknek, szakmailag és szakpolitikailag értékeseknek bizonyulnak.

A vizsgálat térbeli és időbeli kiterjedését a felvázolt céloknak megfelelően *Magyarországra*, és elsősorban a *közeli jövőre* (2025–2050) helyeztem. A lehetséges hatások értékelésekor a különböző ökoszisztéma szolgáltatások közül elsősorban a biológiai sokféleség fenntartását, és ezáltal indirekt módon az ahhoz szorosan kötődő szabályozó és fenntartó szolgáltatásokat (pl. a megporzás vagy az ökológiai növényvédelem biztosítása) vettem figyelembe¹⁰. A lehetséges változások közül azokat tekintettem károsnak, amelyek a *biodiverzitás csökkenését* eredményezik. A sokféleség fenntartásában a folytonos emberi befolyás alatt álló mesterséges ökoszisztémák (pl. mezőgazdasági területek, erdészeti ültetvények, városok) szerepe csekély, és ezért az említett biodiverzitás-függő szolgáltatásokat is alapjában csak a jól működő természetes ökoszisztémák képesek nyújtani. Ennek megfele-

⁹ A következőkben bemutatott elemzés egy korábbi verziója szerepelt a Nemzeti Éghajlatváltozási Stratégia (NÉS, a 29/2008 (III. 20) OGY határozat a Nemzeti Éghajlatváltozási Stratégiáról) szakmai előkészítő háttéranyagai között (Czúcz et al. 2007_NÉS). Részletesebben ld. <http://klima.kvvm.hu/index.php?id=14>

¹⁰ Az elemzés eredményei természetesen számos további ökoszisztéma szolgáltatás jövőjéről is nyújtanak információt, például a kifejezetten egyes élőhelyekhez (erdőkhöz, gyepekhez) kötődő szolgáltatások esetében.

lően e szolgáltatások hagyományosan nem tartoznak egyik termelő szektornak sem az érdeklődésébe, és közgazdaságtanilag is tipikusan externáliának számítanak, ám, mint azt az előző fejezetekben is láthattuk, jelentőségük az emberiség jövője, jövőbeli életminősége szempontjából mégis hatalmas. Éppen ezért én a *természetközeli területeket* helyeztem a vizsgálataim fókuszába.

Feladatok

Az elvégzendő sérülékenységi elemzés felépítésében az említett célkitűzések alapján a következő többé-kevésbé különálló részfeladatokat határoztam meg:

- a *kitettség* meghatározására szolgáló éghajlati scenáriók leskálázása az élővilág térléptékére;
- korrelatív megközelítésen alapuló élőhely elterjedési modellek készítése az egyes élőhelyek közvetlen éghajlat-érzékenységének, és az ebből fakadó közvetlen *várható hatásoknak* a számszerűsítéséhez;
- a nem modellezhető közvetett éghajlati hatások kvalitatív szakértői értékelése (*közvetett várható hatások*);
- az *alkalmazkodóképesség* értékelése egy újonnan kialakított tájökölógiai indikátor-rendszer alapján; valamint
- a várható hatásra és az alkalmazkodóképességre kapott becslések egyesítése kisszámú, gyakorlatias *sérülékenységi* mérőszámok formájában.

A fentebbi felosztás teljesen összhangban van a sérülékenységi elemzések korábban ismertetett általános menetével, mivel azonban az alkalmazkodóképesség jellemzésére javasolt indikátorrendszer nemzetközi viszonylatban is meglehetősen újszerűnek és kipróbálatlannak számít, ezért egy, a sérülékenységi elemzések szokásos menetéből kilógó, hangsúlyos elemet is beleillesztettem a dolgozatomba:

- a javasolt tájökölógiai indikátor-rendszer tesztelése független terepi adatok segítségével.

A dolgozat elején (1.3. fejezet) felvázolt alapelvek szellemében az elemzések elvi hátterét, koncepcionális és filozófiai vonatkozásait az egyes részproblémák megoldására szolgáló modellezéstechnikai kérdésekkel az egész munkám során egyenrangúnak tekintettem.

A dolgozat felépítése

Dolgozatom további részében először az elemzés egészén végighúzódó közös elemeket (alap-egységek, alapadatok, alapvető módszertani döntések) mutatom be a 4. fejezetben. Ezek után a dolgozat struktúrája követi a sérülékenységi elemzések főbb elemei által kirajzolt, és a részfeladatoknál fentebb ismertetett szerkezetet. Ennek megfelelően először a számításaim során használt éghajlati

foratókönyveket mutatom be (5. Kitételek), majd áttekintem, hogy az éghajlati kényszerek milyen elsődleges hatásokkal járhatnak a vizsgált objektumokra nézve, egyenként azonosítva és számszerűsítve az eredő érzékenységet létrehozó legfontosabb mechanizmusokat a különböző élőhelyek esetében (6. Érzékenység és várható hatás). Következő lépésként bemutatom, majd terepi adatok segítségével tesztelem az egyes élőhely-előfordulások autonóm alkalmazkodóképességének becslésére szolgáló indikátor-rendszert (7. Alkalmazkodóképesség). Az elemzés végén pedig áttekintem a várható hatások és az alkalmazkodóképesség indikátorainak egy közös sérülékenységi mérőszám formájában való aggregálásának lehetőségeit (8. Sérülékenység).

Mivel az elemzés különböző lépései jelentősen eltérő struktúrával (adatigények, módszerek, értékelési szempontok stb.) rendelkeznek, ezért az egyes alfejezetekhez, főbb lépésekhez az ott felhasznált adatok, módszerek, a kapott eredmények és értékelésük a megfelelő fejezetekben egyenként kerülnek ismertetésre. Ily módon ezek a pontok önmagukban is megálló, ám egymással szoros logikai láncolatot alkotó esettanulmányok formáját öltik. Ilyen önálló esettanulmánynak az 5.1., a 6.1., a 6.2., a 7.3., a 7.4. és a 8. fejezetek tekinthetők. Munkám lezárásaképpen végezetül összefoglalom a dolgozatomban legfőbb tudományos eredményeit és potenciális jövőbeli felhasználhatóságát, és ennek keretében a feltárt összefüggések és nemzetközi szakirodalmi ajánlások alapján gyakorlati szakpolitikai ajánlásokat is megfogalmazok az élővilág autonóm alkalmazkodóképességét leginkább befolyásoló szektorok képviselői számára.

4. Az elemzés alapegységei és felbontása

Alapegységek és alapadatok

A kitűzött célokhoz az egyes lépések módszertanának megválasztásával is igyekeztem igazodni. Az éghajlatváltozás ökológiai hatásainak modellezésével foglalkozó elemzések döntő többsége alapegységként kiválasztott fajokat (SDM) vagy több közösség alkotta ökoszisztémákat (biomok, DGVM) használ. Sajnos azonban ezen megközelítések egyike sem tűnik kifejezetten alkalmasnak közepes (pl. Magyarországnyi) térbeli skálán átfogó elemzések elvégzésére. Ebben a térléptékben a fajok száma már kezelhetetlenül nagy, és azon fajok vagy fajcsoportok, amelyek esetében használható fajelterjedési adatok állnak rendelkezésre, nem feltétlenül reprezentálják jól az ökoszisztémákat. Másrészt a biomok száma egy ekkora térrészen belül már túl csekély ahhoz hogy releváns információt közvetítsenek a szakpolitika számára. Ennek megfelelően munkám alapobjektumaiként egy olyan szerveződési szint csoportjait választottam, amely közepes mértékű tematikus komplexitás mellett átfogó képet tud nyújtani hazánk élővilágáról: az élőhelyeket (Takács & Molnár 2009). Így a faj-elterjedési modellekhez sok szempontból hasonló *élőhely*-elterjedési modelleket (HDM) alkalmaztam. Ez a modellezésre viszonylag ritkán használt szerveződési szint különösen alkalmas arra, hogy egy nagyobb terület élővilágáról átfogó képet nyújtson (Ferrier & Guisan 2006), és ezáltal sérülékenységi elemzések vizsgálati objektuma legyen.

Bármennyire is „kíváncsú” megoldásnak tűnhet az élőhely-alapú megközelítés használata a tervezett sérülékenységi elemzésben, mindez csak akkor válik használható lehetőséggé, ha létezik olyan adatforrás, amely mindezt lehetővé teszi. Egy ilyen adatforrásnak a vizsgált terület legfontosabb életközösségeiről kell megbízható, térben és tematikusan kellőképpen részletes elterjedési információt nyújtania. Szerencsére Magyarország esetében létezik egy ilyen adatforrás: a MÉTA adatbázis (Magyarország Élőhelyeinek Térképi Adatbázisa), amely egy, a közelmúltban lezajlott országos vegetációtérképezés eredményeit tartalmazó ökológiai adatbázis (Molnár et al. 2007; Horváth et al. 2008). A teljes országot lefedő rács alapú növényzeti adatbázis az egyes rácspontokban előforduló élőhelyek listáját, becsült kiterjedését, és még számos terepen becsülhető tulajdonságát tartalmazza (ld. 4. táblázat).

A MÉTA adatbázis használata a következőkben bemutatott elemzések többségének a területi és tematikus alapegységeit, illetve felbontását is meghatározza. A területi alapegységek a MÉTA program során használt hatszög alakú térképezési egységek, a MÉTA hatszögek. A teljes országot összesen ~270000 db, egyenként 35 ha-os méretű hatszög fedi le (a terület az országhatárokon átnyúló hatszögek esetében kisebb is lehet).

4. táblázat: Magyarország legnagyobb, terepi felmérésen alapuló, országos lefedettségű élőhelyi adatbázisa, a MÉTA (Magyarország Élőhelyeinek Térképi Adatbázisa) legfontosabb jellemzői tényszerűen.

Szempontok	Megvalósítás
<i>Felmérések éve</i>	2003-2006
<i>Résztvevő térképezők száma</i>	225
<i>Terepnapok száma</i>	~7000
<i>A térképezés alapegységei</i>	
o területi	kétszintű területi felbontás: <ul style="list-style-type: none"> o 2834 db MÉTA kvadrát (5'x3' (~6x5 km), a térképezési munka és a táji információk gyűjtésének alapegysége), o ~270000 db MÉTA-hatszög (35 ha, az élőhelyek térképezésének alapegysége; egy-egy hatszögon belül lista készült az ott található természetközeli élőhelyekről, és legfontosabb tulajdonságaikról)
o tematikus	86 élőhely a programhoz kidolgozott Élőhelyismereti Útmutató (Bölöni et al. 2003) Á NÉR-en alapuló felosztása szerint
<i>Főbb attribútumok élőhelyenként</i>	kiterjedés, természetesség,... (és még számos további változó)
<i>Főbb attribútumok hatszögenként</i>	tájhasználat, inváziós fertőzöttség,... (és még számos további változó)
<i>Az adatbázis feltöltöttsége az elemzések idején</i>	91% (a 7. fejezet), illetve 89% (a többi fejezetben bemutatott elemzések esetében)

Bővebben lásd: www.novenyzetiterkep.hu, Horváth et al. 2008, Molnár et al. 2007

A MÉTA adatbázis tematikus alapegységeit a térképezési program során megkülönböztetett vegetációs típusok (élőhelyek) jelentik. A nevezéktani kettősség (vegetációs típusok – élőhelyek) oka abban rejlik, hogy mivel a természetes ökoszisztémák esetében a legáltalánosabban használt funkcionális, tipizálási és indikációs egységeket a növényzet szolgáltatja (Keith & Gorrod 2006), ezért a növényzeti kategóriák (vegetációs típusok) egyben a teljes élővilág szempontjából alapvető funkcionális egységeket jeleznek (élőhelyek). A típusok elkülönítése a hazai ökológus és botanikus szakmákban már évtizedek óta széles körben használt Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (Á-NÉR, Fekete et al. 1997), egy a felmérések céljára testreszabott verzióján alapul (Bölöni et al. 2003, 2007, 2008), amely gyakorlatilag megegyezik a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) keretében folytatott élőhely-térképezés során használt felosztással (Takács & Molnár 2009). A MÉTA program során összesen 86 természetes és természetközeli élőhelytípust különböztettek meg; az erősen antropogén befolyás alatt álló ökoszisztémákról (beépített területek, mezőgazdasági területek és erdészeti ültetvények) adatgyűjtés nem történt. Az egyes hatszögeken belül a benne található élőhelyeknek csak egy összesített listája került rögzítésre. Ez a lista az élőhelyek típusán kívül még számos további, az egyes élőhely-előfordulások jellemzésükre szolgáló tulajdonságot tartalmaz, mint például az egyes élőhelyek területe, vagy a Németh-Seregélyes-féle természetességi skálán becsült természetessége (Németh & Seregélyes 1989, Bölöni et al. 2003). Az egyes vegetációs foltok pontos határai viszont – korábbi, elsősorban térképezési célú munkáktól eltérően – nem kerültek rögzítésre. Az alkalmazott élőhely-osztályozási rendszer jelentős mértékben átfed az

Európai Unió által használt Natura 2000¹¹ élőhely-osztályozási rendszer felosztásával, és annak mintegy a Pannon biogeográfiai régióra adaptált változatának tekinthető. Az egyes MÉTA élőhelyek rövid, definíciószerű leírását, valamint a MÉTA és a Natura 2000 kategóriák egymásnak való megfeleltetéseit az M2 mellékletben mutatom be.

A sérülékenységi komponenseinek értelmezése

A sérülékenységi elemzés módszertana elég széles, rugalmas keretet ad az egyes kulcsfogalmak (pl. kitettség, érzékenység) értelmezésére, és tartalommal való megtöltésére (Parry & Carter 1998). A modellezési keretrendszer kialakításakor az egyes elemek tartalmának a szakmailag átgondolt lehatárolása az egyik legfontosabb döntés. Ezt a döntést az egyes komponensek számítása során figyelembe vett dimenziók (térbeli, időbeli és tematikus) segítségével lehet legjobban kommunikálni. Az általam tervezett elemzés esetében a kiindulópont a kitettség (a változó éghajlat), amely térben és időben egyaránt változik. A kitettség az egyes objektumok (élőhelytípusok) tértől és időtől független sérülékenységtől függően különböző tértől, időtől és objektumtól egyaránt függő várható hatásokat okoz. Az élővilág mindegyik objektumok térbeli helyzetétől és típusától függő mértékű reorganizációval reagál (autonóm adaptáció), amely a várható hatással együtt megszabja a tényleges veszteségek tértől, időtől és objektumtól függő várható mértékét (sérülékenység).

Amennyiben az egyes komponenseket függvényekként fogjuk fel (Ionescu et al. 2009, Wolf et al. 2008), akkor mindez némileg rövidebben és formalizáltabban a következőképpen írható fel:

$$\text{kitettség} = E(\text{tér}, \text{idő}), \quad (\text{e4})$$

$$\text{érzékenység} = S(\text{objektum}), \quad (\text{e5})$$

$$\text{várható hatás} = PI(\text{tér}, \text{idő}, \text{objektum}), \quad (\text{e6})$$

$$\text{alkalmazkodóképesség} = AC(\text{tér}, \text{objektum}). \quad (\text{e7})$$

Bár a bemutatott formalizáció alapján logikus, jól definiált és szakmailag értelmes keretrendszer alkot, egyes döntések nyilvánvalóan tartalmazznak szubjektív, megkérdőjelezhető elemeket is. A sérülékenységi elemzések esetében gyakran nehézséget okoz az érzékenység/várható hatás, és az alkalmazkodóképesség alá tartozó negatív „folyamatok” elkülönítése, és ez a probléma az én esetemben is fennáll (lásd pl. a 13. lábjegyzet a 51. oldalon). Munkám során e kérdésben én azt választottam vezérlő elvként, hogy az elsősorban az objektumok típusától függő folyamatokat az érzékenység / várható hatás fogalma alá, míg az inkább az objektumok és környezetük állapotával összefüggő folyamatokat már az alkalmazkodóképesség vizsgálatánál vettem számba. Egy másik fontos, és nem feltétlenül optimális döntés az, hogy az alkalmazkodóképesség számításánál nem vettem

¹¹ Council Directive 92/43/EEC (21 May 1992) on the Conservation of Natural Habitats and of Wild Fauna and Flora, Annex I.

figyelembe, hogy az autonóm alkalmazkodás időbeli folyamat. Erre az alkalmazkodóképesség számszerűsítésére használt egyszerű indikátorrendszer nem biztosít lehetőséget. Az időbeliség megragadásához a fajmozgások vándorlási, vagy esetleg dinamikus vegetációs modellekkel (DVM) történő szimulációjára lenne szükség, amely azonban nem biztos, hogy járható út egy országnyi terület teljes élővilágát reprezentáló elemzés esetében. Marad tehát az időbeliség nélküli és ezért elsősorban csak összehasonlításokra alkalmas indikátor alapú alkalmazkodóképesség-bebecslés, amelyet mindenképpen annak tudatában kell értelmezni, hogy a kapott eredmények az éghajlatváltozás előrehaladtával fokozatosan érvényességüket veszítik.

5. Kitettség

A sérülékenységi elemzés első alapeleme a kitettség. Minden rendszer esetében az éghajlatváltozás várható következményeinek a becsléséhez először arról kell információval rendelkezünk, hogy a vizsgált rendszer várhatóan milyen jellegű és mértékű éghajlati hatásoknak lesz kitéve. Amikor a munkámat végeztem, regionális klímamodellek (RCM) segítségével dinamikusan leskálázott éghajlati forgatókönyvek Magyarország területére még nem álltak rendelkezésre (Csima & Horányi 2008, Szépszó & Horányi 2008). Ennek megfelelően munkámhoz magam készítettem kellő felbontású leskálázott klímaprojekciókat. Ennek módszertanát és lépéseit a következőkben mutatom be.

5.1. A magyarországi éghajlatváltozás becslése globális klímaprojekciók leskálázásával

5.1.1. Anyag és módszer

Mivel a nyers GCM outputok térbeli felbontása meglehetősen csekély (modellenként változó, de átlagosan 6-12 rácspont esik a Kárpát-medence térségébe), ezért a sérülékenységi elemzésnek a MÉTA adatbázis térleptékében való elvégzéséhez elkerülhetetlen az adatok térbeli leskálázása. Ehhez a választott módszertannak megfelelően különböző jellegű adatokra van szükség:

- térben részletes éghajlati adatok egy bázisidőszakra vonatkozóan
- kis térbeli felbontású jövőbeli éghajlati projekciók a cél-időszakokra
- kis térbeli felbontású éghajlat-rekonstrukció (reanalízis) a bázisidőszakra vonatkozóan (ugyanazokkal a klímamodellekkel, mint a projekciók)

A legfontosabb korlátozó tényező a kellőképpen nagy térbeli felbontású kiinduló adatok beszerzése volt, amely mind a bázisidőszakot, mind a vizsgálható éghajlati változókat egyaránt meghatározta. A lehetőségek figyelembevételével bázisidőszaknak az 1960/61–1990 közötti intervallumot választottam, elsődleges változókként pedig a 12 hónap havi középhőmérsékleteit és csapadékösszegeit használtam. Az adatok a hőmérséklet és a csapadék esetében két külön forrásból származtak:

- A havi középhőmérsékleteket az Interneten az egész földre 30'' (~1 km) felbontással hozzáférhető WORLDCLIM adatbázisból (Hijmans et al. 2005) vettem. Ennek az 1960–90 időszakra vonatkozó adatbázisnak a hőmérsékleti felületei világviszonylatban több tízezer (a Kárpát medencében 40-50) meteorológiai állomás adatainak domborzatot figyelembe vevő interpolációjával készültek. Ez a hőmérséklet (mint térben kevésbé változékonyságú elem) eseté-

ben viszonylag elfogadható közelítésnek számít (a csapadék esetében sajnos viszont már nem).

- Mindezek okán a csapadékadatokat Magyarország Éghajlati Atlaszából (OMSZ 2001) vettem, amelyet az összes hazai csapadékmérő állomás adatsorának figyelembevételével számított ki az Országos Meteorológiai Szolgálat (OMSZ). Az 1961-1990 közötti időszakra vonatkozó térképeket az MTA ÖBKI 2003 folyamán képfájlok formájában vásárolta meg az OMSZ-től, amelyeket csapadékmintázatokká transzformáltam. A csapadékadatokat a transzformált képfájlokból becsléseim szerint 1-2 mm-es pontossággal sikerült kinyerni. (A WORLDCLIM csapadékfelületei az OMSZ adataihoz képest jellemzően 5-10 mm körüli eltérést mutatnak, amely havi összegek esetében jelentős akár 10-20%-os eltérést is jelenthet.)

A referencia időszakra vonatkozó éghajlati felületeket ezután a további felhasználásnak megfelelően a MÉTA adatbázis hatszögrácsára interpoláltam.

A jövőbeli éghajlati projekciók és a reanalízisek forrásául az IPCC Coupled Model Intercomparison Project Phase 3 (CMIP3, Meehl et al. 2007b) eredményeit használtam. Az IPCC Adatszolgáltató Központján¹² keresztül nyilvánosan hozzáférhető modelloutputok közül felhasznált fájlokat az 5. táblázatban sorolom fel. Munkámhoz négy különböző általános légkörzési modell (GCM) által három különböző társadalmi-gazdasági emissziós forgatókönyv (IPCC SRES kibocsátási scenárió) esetére készített, összesen hat különböző éghajlati projekciót (forgatókönyvet) vettem figyelembe. A projekciók e széles skálájának felhasználásával az volt a célom, hogy ezáltal mind az éghajlati modellek belső bizonytalanságai, mind pedig a társadalmi-gazdasági környezet várható alakulásából adódó bizonytalanságok tükröződjének az eredményekben (7. ábra, vö. Schröter et al. 2005a).

Az interneten publikált nyers GCM outputok az adott változó előrejelzett értékeinek havonkénti átlagos értékeit tartalmazzák a XXI. század (2000–2100) minden egyes 30 napos időszakára (illetve a reanalízisek esetében a XX. század minden egyes hónapjára). Ebből én a 2010–2039, a 2035–2064 és a 2070–2099, illetve a reanalízisek esetében az 1960/61–1990 közötti időszakokra számítottam éghajlati átlagokat a havonkénti előrejelzésekből. Mivel minden esetben 30 éves éghajlati normál-időszakokról van szó, ezért az egyszerűség kedvéért a továbbiakban az egyes időszakokra azok középső évének megadásával hivatkozom (tehát 2010-2039 → 2025, 2035-2064 → 2050, 2070-2099 → 2085, illetve 1960/61-1990 → 1975 vagy *referencia-időszak* vagy *bázisidőszak*). A kijelölt időhorizontok közül az első kettő a célkítűzésekben kijelölt időszak kezdetét és végét jelenti, míg a harmadik időszak célja egy hosszabb távú kitekintés.

¹² IPCC Data Distribution Center, www.ipcc-data.org

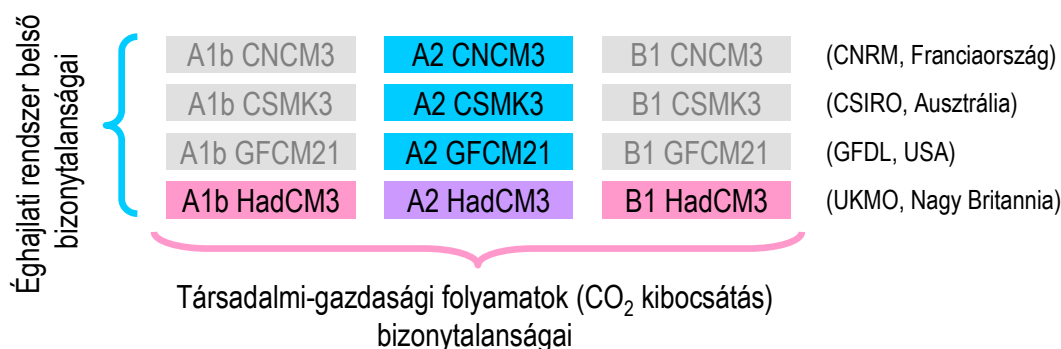
5. táblázat: A munkám során felhasznált éghajlati modell eredmények (GCM output-ok). tas: felszíni /2 m/ léghőmérséklet, pr: csapadék

GCM modell*	Futtatások**	Felhasznált változók***	Hivatkozás
HadCM3	20c3m	tas, pr	Lowe 2005a
HadCM3	A2	tas, pr	Lowe 2005b
HadCM3	A1b	tas, pr	Lowe 2005c
HadCM3	B1	tas, pr	Lowe 2005d
CNCM3	20c3m	tas, pr	Salas 2005a
CNCM3	A2	tas, pr	Salas 2005b
CSMK3	20c3m	tas, pr	Collier 2005a
CSMK3	A2	tas, pr	Collier 2005b
GFCM21	20c3m	tas, pr	GFDL 2005a
GFCM21	A2	tas, pr	GFDL 2005b

*HadCM3, CNCM3, CSMK3 ésGFCM21: különböző GCM modellek nevei

**A1b, A2, B1: IPCC SRES emissziós forgatókönyvek a XXI. századra, 20c3m: A XX. századi klíma reanalízise az adott modell segítségével

***tas: felszíni /2 m/ léghőmérséklet, pr: csapadék



7. ábra: Az elemzés során használt hat éghajlati projekció bemutatása. A kiválasztás fő szempontja az volt, hogy a segítségükkel kapott eredmények a társadalmi-gazdasági folyamatokból fakadó, valamint az éghajlati modellek belső bizonytalanságait egyaránt számszerűsítsék.

A leskálázáshoz Parry & Carter (1998, 86–87. o.) kétlépcsős algoritmusát alkalmaztam, amelynek megfelelően

- először anomáliákat (várható változásokat, ΔT , ΔP) képeztem az egyes GCM projekciókból a saját reanalízis eredményeik segítségével (a hőmérséklet esetén additív, a csapadéértékek esetén multiplikatív módon viszonyítottam a referencia-időszakhoz: $\Delta T = T_1 - T_0$; $\Delta P = P_1 / P_0$);
- majd ezeket az anomáliákat a MÉTA adatbázis rácsfelbontására interpoláltam, és szuperponáltam a referencia-időszakra rendelkező álló nagyfelbontású éghajlati adatokra.

Ez a leskálázási eljárás megfelelően ötvözi a nagytérű modellekben rejlő durva felbontású makroklimatikus információt, és mindazt a domborzatra, a mezo- és mikroklímára vonatkozó információt, amelyet a jelenlegi legpontosabb mért klimatológiai adatsorok nyújtani tudnak (Randin et al. 2009).

6. táblázat: A vizsgált különböző általános légköri modellek által az „A2” emissziós forgatókönyv feltételezése esetén előrejelzett átlagos éghajlatváltozás a Kárpát-medence térségére (T: hőmérsékletváltozás (°C), P: csapadékváltozás (%); a: éves, s: nyári félév, w: téli félév). A színezés csupán az áttekinthetőséget szolgálja (színezési küszöbök: T: 2 és 4 °C, illetve P: +5, -5 és -10%)

	2025			2050			2085		
	Ta	Ts	Tw	Ta	Ts	Tw	Ta	Ts	Tw
HADCM3	1.4	1.6	1.2	2.6	2.9	2.3	5.0	5.8	4.3
CNCM3	1.3	1.6	1.1	2.3	2.4	2.1	4.4	5.1	3.7
CSMK3	1.2	1.2	1.2	1.7	1.8	1.5	3.3	3.4	3.2
GFCM21	0.9	1.1	0.7	1.8	2.1	1.6	3.9	4.4	3.5
	Pa	Ps	Pw	Pa	Ps	Pw	Pa	Ps	Pw
HADCM3	-2.4%	-8.2%	3.1%	-3.6%	-13.4%	7.0%	-7.2%	-24.8%	11.5%
CNCM3	-4.0%	-8.3%	0.6%	-5.6%	-9.6%	-0.8%	-17.9%	-31.9%	-1.4%
CSMK3	4.6%	4.7%	4.1%	-1.5%	0.4%	-3.3%	1.3%	-1.6%	3.0%
GFCM21	0.7%	-1.9%	4.5%	-5.2%	-14.2%	6.2%	-17.9%	-35.6%	4.8%

7. táblázat: A vizsgált különböző társadalmi-gazdasági forgatókönyvek esetén a HadCM3 modell által előrejelzett átlagos éghajlatváltozás a Kárpát-medence térségére (T: hőmérsékletváltozás (°C), P: csapadékváltozás (%); a: éves, s: nyári félév, w: téli félév). A színezés csupán az áttekinthetőséget szolgálja (színezési küszöbök: T: 2 és 4 °C, illetve P: +5, -5 és -10%)

	2025			2050			2085		
	Ta	Ts	Tw	Ta	Ts	Tw	Ta	Ts	Tw
A2	1.4	1.6	1.2	2.6	2.9	2.3	5.0	5.8	4.3
A1B	1.6	1.7	1.6	2.9	3.3	2.6	4.9	5.5	4.4
B1	1.4	1.6	1.1	2.4	2.6	2.3	3.5	3.6	3.3
	Pa	Ps	Pw	Pa	Ps	Pw	Pa	Ps	Pw
A2	-2.4%	-8.2%	3.1%	-3.6%	-13.4%	7.0%	-7.2%	-24.8%	11.5%
A1B	1.4%	-3.3%	5.6%	-1.1%	-10.9%	9.4%	-10.6%	-26.4%	6.4%
B1	-0.2%	-1.5%	0.4%	-4.7%	-12.4%	3.5%	-5.3%	-15.1%	5.5%

5.1.2. Eredmények és értékelésük

A leskálázás eredményeképpen kapott nagyfelbontású éghajlati projekciókról a 6. és a 7. táblázatok nyújtanak országos áttekintést.

Az éghajlati modellek eredményei meglehetősen nagymértékű változásokat vetítenek előre, különösen a XXI. sz. második felére. Az eredmények alapján összhangban vannak a régebbi (pl. Mika 2004) és újabb hazai leskálázások (pl. Csima & Horányi 2008, Szépszó & Horányi 2008) eredményeivel, valamint az IPCC AR4 régiókra vonatkozó főbb megállapításaival is (Christensen et al. 2007). A kapott értékek alapján hazánk térségében a felmelegedés mértéke a globális átlagnak közel másfél-kétszerese lesz. A nyári félév hőmérséklete emelkedik jelentősebb mértékben, a XXI. század végére várható 3,5–5 °C-os melegedés különösen aggasztó mértékűnek tűnik. A csapadék eloszlása is előnytelenül látszik változni: míg a nyári félév csapadékösszege a legtöbb modell szerint jelentősen (20–30%-kal) csökken, addig a téli félévé enyhén (3–10%-kal) nő. Természetesen a téli többlet nem tudja ellensúlyozni a nyári hiányt, mennyiségileg sem, de az élővilág vízigényének időzítését véve figyelembe különösen nem.

Az is látható, hogy az alternatív jövőképek meglehetősen jelentős szórást mutatnak, és mind az éghajlati modellek (éghajlati bizonytalanság), mind pedig az emissziós forgatókönyvek (társadalmi-gazdasági bizonytalanság) között vannak kedvezőbbnek és kedvezőtlenebbnek tűnő változatok. Különösen nagy az éghajlati bizonytalanság a csapadék tekintetében, amelyet az ausztrál CSMK3 modellnek a másik három modell konszenzusával teljesen szembemenő előrejelzései jeleznek. Az emissziós forgatókönyvek közül a várakozásoknak megfelelően a környezettudatosabb társadalmi-gazdasági fejlődést leíró B1 scenárió tűnik a legkedvezőbbnek.

A globális folyamatok helyi megnyilvánulásainak értékelésekor mindezek mellett nem szabad elfelejteni, hogy az élővilág lényegében csak a saját közvetlen környezetével van kapcsolatban, így elsősorban ennek az állapotában (pl. a talaj víztartalmában, a mikroklimatikus tér hőmérsékletében, páratartalmában) bekövetkezett változásokra reagál érzékenyen. Ezek pedig bármennyire szoros kapcsolatban vannak a makroklíma változásaival, a kettő között mindig van valamekkora, az adott lokalitás helyi sajátosságaitól, elsősorban a tájhasználat intenzitásától és módjától függő eltérés, amely ronthatja is a helyzetet, és enyhíthet is azon. Szigorúan véve tehát élő természeti rendszerek esetén a kitettség nem egyenlő a makroklimatikus változásokkal. A különbség csak árnyalatnyi, de nagy jelentőségű, ugyanis korlátozott mértékben lehetőséget teremt a káros hatások mérséklésére (lásd később a 9.2. fejezetben). A kitettségnek ezt a globális változásoktól és a természeti visszacsatolásoktól független helyi komponensét én a későbbiekben az élőhely „természeti állapota” részének tekintetem, és így az alkalmazkodóképesség tárgyalásánál vizsgálom meg részletesebben.

6. Érzékenység és várható hatás

Az éghajlatváltozás hatásait elemző vizsgálatok során valamely objektum érzékenysége általában azt fejezi ki, hogy az éghajlati környezet adott mértékű („egységnyi”) megváltozása mennyire érinti a vizsgált rendszert akár károsan, akár hasznosan. Az egyes élőhelyek éghajlat-érzékenysége azt jelenti, hogy az éghajlat tetszőleges irányú de kis mértékű megváltozása milyen mértékű kényszert jelent az élőhely fennmaradása (illetve kedvező természetvédelmi állapotának megmaradása) szempontjából. Egy társulás (élőhely) éghajlat-érzékenysége nyilván az alkotó fajok éghajlat-érzékenységeiből áll össze, jóllehet azokkal külön-külön sem és összességében sem egyenlő, emellett nagyon fontos az adott élőhely szerkezete, rendezettsége is (Grime et al. 2000, Bartha 2004). Ez egyben azt is jelenti, hogy szigorúan véve nem igaz a valóságnak az a modellje, hogy az érzékenység kizárólag az élőhely kategóriájától függ, hiszen például egy kedvező természeti állapotban lévő (változatos korösszetételű, természetes elegyfákban gazdag) erdő több mindent elvisel, és rugalmasabban képes alkalmazkodni¹³, megújulni az őt ért környezeti stresszhez, mint egy üzemszerű, homogén állomány (Aszalós 2003). Ezt a fontos hatást az elemzés koherenciájának a megtartása érdekében (hogy az érzékenységnek ne legyen térfüggő komponense) a korábban említett mikroklimatikus kitettséghez hasonlóan szintén az alkalmazkodóképesség alá soroltam.

A természetközeli élőhelyek jelentős része sajnos ma már éghajlatváltozás nélkül is fokozottan veszélyeztetett, ezek esetében sokszor várhatóan a közelebbi jövőben sem az éghajlatváltozás fogja jelenteni a legnagyobb problémát. Mégis hasznos lehet számba venni – még ezen élőhelyek esetében is – az élőhelyek valószínűsíthető éghajlat-érzékenységét, és az ebből fakadó veszélyeztetettség mértékét, hiszen elképzelhető hogy néhány természetvédelmi szempontból nagy jelentőségű élőhelytípusnak a jövőben mégis az éghajlat megváltozása fogja megadni a kegyelemdöfést.

Az éghajlat (makroklíma) több különböző módon, az áttételesség különböző fokozatain képes hatást gyakorolni egy terület élővilágára. Ezek az „éghajlati kapcsolatok”¹⁴ alapvetően három típusba sorolhatóak (8. ábra):

közvetlen kapcsolatok: az éghajlatot leíró valamely változó kismértékű megváltozása jelentős közvetlen hatással van a vizsgált élőhely fennmaradására, szerkezetére, fajainak elterjedésére stb. A makroklíma közvetlen hatása mellett a szoros áttétellel (pl. mikroklíma, talajnedvesség, tavaszi belvizes időszak hossza stb.) megvalósuló „félig közvetett” kapcsolatok ide

¹³ Már ebből a megfogalmazásából is érezhető, nehéz eldönteni, hogy ilyenkor az élőhely érzékenysége kisebb, vagy az alkalmazkodóképessége nagyobb.

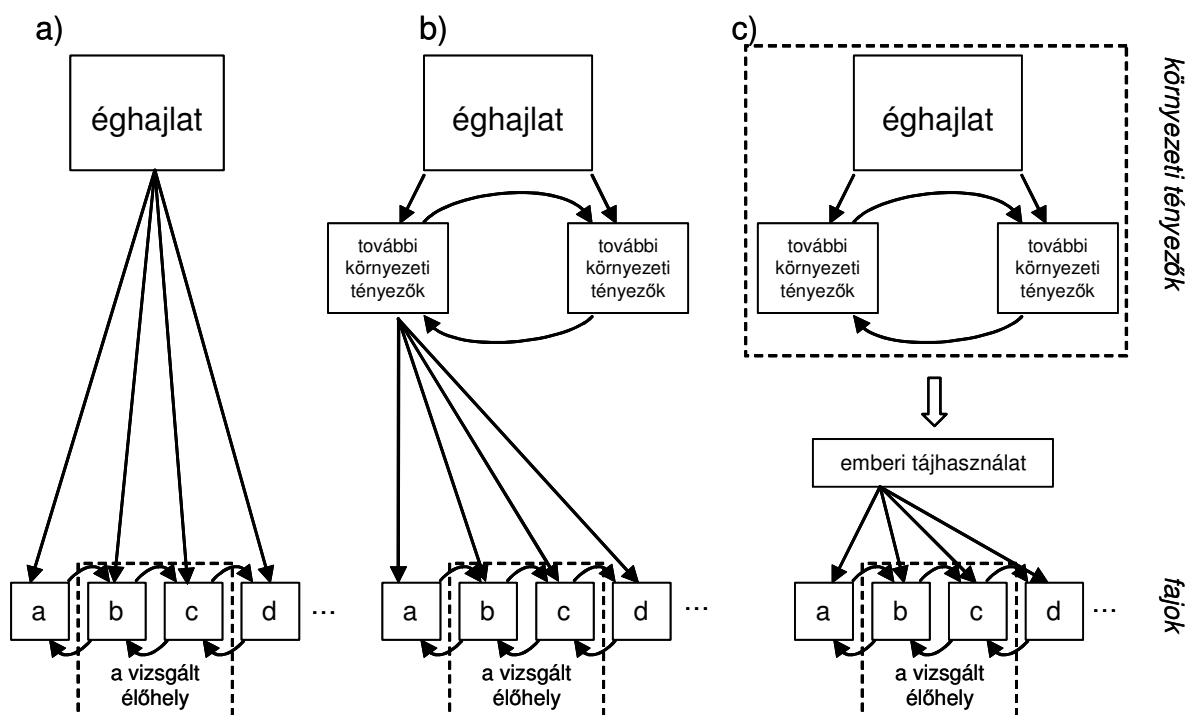
¹⁴ A következőkben „éghajlati kapcsolatok” gyűjtőnév alatt foglalom össze minden olyan biofizikai hatásmechanizmust, amelyen keresztül bizonyos makroklimatikus változók befolyásolni tudják különböző fajok fennmaradását, illetve elterjedését.

sorolandók, feltéve, hogy a közvetlen hatótényezők finomléptékű térbeli mintázata követi valamely éghajlati elem mintázatát.

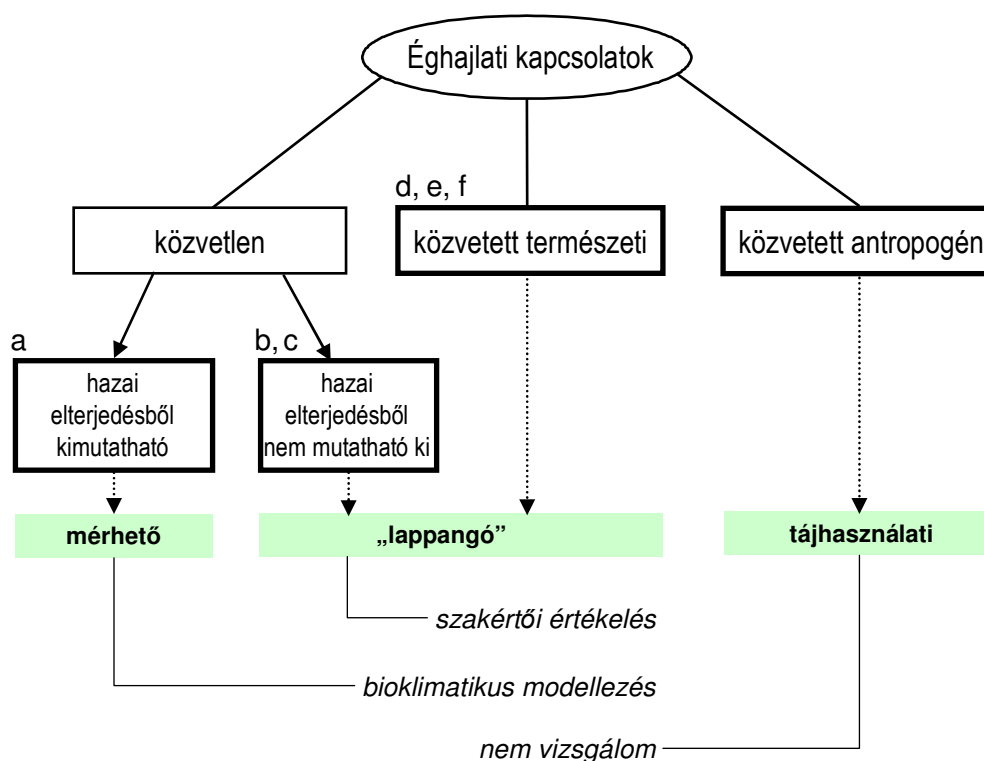
közvetett természeti kapcsolatok: az éghajlat megváltozása valamilyen összetett természeti rendszert érint elsődlegesen, amely sajátos belső dinamika szerint reagál a változásokra (esetenként késleltetetten). Az érintett természeti rendszerben bekövetkező változások számottevő közvetlen hatással vannak a vizsgált élőhely fennmaradására, szerkezetére stb., viszont térbeli mintázatuk már nem kötődik szorosan az éghajlatéhoz.

közvetett antropogén kapcsolatok: az éghajlat változásainak következtében az emberi tájhasználat jellegében is számos változás valószínűsíthető, amelyeknek szintén lehetnek határozott közvetett pozitív vagy negatív hatásai a természetes élővilágra.

Ebben a dolgozatban a közvetett antropogén éghajlati kapcsolatokkal egyáltalán nem kívánok foglalkozni. Hazánk éghajlati veszélyeztetettségének jobb megismerése, megértése érdekében azonban a jövőben mindenképpen szükséges e vitathatatlan jelentőségű társadalmi visszacsatolások vizsgálata is. Ezeknek a jelen dolgozat keretein jócskán túlmutató komplex (természeti – társadalmi – gazdasági) folyamatoknak a vizsgálata leginkább egy szektorokon átívelő integrált sérülékenységi vagy alkalmazkodási elemzés keretein belül képzelhető el, amelynek keretében talán ezek a folyamatok is modellezhetővé, vagy legalább indikátorokkal becsülhetővé válhatnak.



8. ábra: Az éghajlat–élőhely kapcsolatok három lehetséges típusának illusztrációja: a: közvetlen kapcsolatok, b: közvetett természeti kapcsolatok, c: közvetett antropogén kapcsolatok



9. ábra: Az e dolgozatban vizsgált éghajlati kapcsolatok csoportosítása a vizsgálat módja szerint. a-f: a főbb hatásmechanizmusok jelölésére a 6.2. fejezetben alkalmazott betűjelek.

A továbbiakban a közvetlen és a közvetett természeti kapcsolatok feltárását tűztem ki célul. A feladat végrehajtása érdekében a lehetséges közvetlen kapcsolatokat tovább csoportosítottam aszerint, hogy azok mennyire tükröződnek az élőhelyek hazai elterjedésében (9. ábra). Azokat az éghajlati kapcsolatokat lehet jól számszerűsíteni, amelyek esetében az éghajlatfüggés a rendelkezésre álló elterjedési adatokban (azaz az élőhely hazai elterjedési mintázatában) jól realizálódik (*mérhető* éghajlat-érzékenység). Kvalitatív módon értékelhetőek azonban az elterjedési mintázatban nem tükröződő közvetlen, valamint a közvetett klímaérzékenységek is; a továbbiakban ezeket együtt *lappangó*¹⁵ klímaérzékenységnek neveztem. A lappangó / mérhető csoportosítás már nem közvetlenül a mechanizmusokon alapul, hanem sokkal inkább a hazai növényzeti adatok alapján való modellezhetőségen: amennyiben nagyobb területről illetve nagyobb térbeli vagy tematikus felbontással állnak rendelkezésre adatok, sok jelenleg lappangó kapcsolat is mérhetővé válhat (9. ábra).

A korrelatív fajelterjedési modellek kitűnően alkalmasak a fajok és környezetük közötti közvetlen kapcsolatok számszerűsítésére, ezzel szemben a közvetett hatások, különösen a térben vagy időben távoli területeket összekötő folyamatok, igen nehezen kezelhetőek a segítségükkel. Sajnos az éghajlatváltozás ökológiai következményeinek a vizsgálatokor kifejezetten számítani kell ilyen fo-

¹⁵ Nem biztos, hogy ez a legmegfelelőbb kifejezés az élőhelyek hazai elterjedésének ismeretében bioklimatikus modellezéssel nem kimutatható éghajlat-érzékenység kifejezésére, ugyanis azok számára, akik hosszabb időn át egy ponton (területen, tájegységben) szemlélik a tájat, a lappangó érzékenységen alapuló változások épp olyan nyilvánvalóan, vagy esetleg még nyilvánvalóbban jelentkeznek, mint az élőhely országos léptékű elterjedési mintázatában kódolt válaszok (lásd a példákat később). A jelen munka központjában álló modellezés szempontjából azonban többnyire rejtve maradnak az ilyen érzékenységek.

lyamatokra, például a megváltozó folyami vízjárás vagy bozóttűz-rezsim következtében (Fischlin et al. 2007). A közvetett hatások mechanizmusának megértése és modellezése igen nehéz feladat, viszont szakértői szinten már ma is számottevő információ áll rendelkezésre az egyes élőhelyek várható érintettségéről. Mivel az integrált elemzések során kifejezetten előnyös a releváns kvalitatív információk integrációja a kvantitatív információk közé (Rothman & Robinson 1997), ezért a teljesség elve alapján, a következő módon haladtam tovább az egyes élőhelyek éghajlat-érzékenységének kiértékelésével:

- (1) korrelatív élőhely-elterjedési modellek (HDM) használatával minden egyes élőhelytípus esetében megvizsgáltam a mérhető éghajlat-érzékenység mértékét, és a 12 legmagasabb közvetlen éghajlat-érzékenységgel rendelkező gyakori élőhelytípus esetében részletes térbeli projekciókat („várható hatás” térképek) is készítettem; valamint
- (2) egy országos szintű átfogó kvalitatív értékelést készítettem az összes élőhelyre, amely mind a már számszerűsített közvetlen, mind pedig a szakértői értékeléssel becsülhető közvetett érzékenységek hatásait összesíti.

6.1. A közvetlen éghajlat-érzékenység modellezése

6.1.1. Anyag

A hazai élőhelyek éghajlat-érzékenységének számszerű vizsgálatához mind az egyes élőhelyek elterjedéséről, mind pedig az ezt meghatározó környezeti paraméterekről kellő részletességű adatok szükségesek. A környezeti paraméterek ideális esetben tartalmazzák mindazokat az éghajlati és nem éghajlati (domborzati, vízrajzi, talaj stb.) változókat, amelyek a vizsgált élőhelyek elterjedését befolyásolják. A klímaérzékenynek bizonyuló élőhelyekre vonatkozó projekciók (várható hatás) elkészítéséhez ezen túlmenően még éghajlati forgatókönyvek is kellenek a bázisidőszakéval megegyező tematikában (változók) és térbeli felbontással.

Az élőhelyek elterjedési adatainak vizsgálatához szisztematikus mintát vettem a MÉTA adatbázisból, amely kvadrátonként 8-8 egymástól egyenletesen távol lévő hatszöget tartalmazott. Ezekre a hatszögekre kérdeztem le az egyes élőhelyek jelenlétét (prezencia/abszencia), amelyek a további elemzéshez a függő (válasz) változók lettek. Az élőhelyek közül nem foglalkoztam a degradált és az antropogén élőhelyekkel (a BA, illetve az O, P, és R jelű kategóriák; ld. M2 meléklet), a hínarasokkal (az A jelű kategóriák), valamint néhány, a MÉTA térképezés megvalósítása során szerzett tapasztalatok szerint bizonytalan terepi azonosíthatóságú élőhellyel (M8, L2x és K7b élőhelyek). Elméleti megfontolásokon és az adatbázis inhomogenitásain alapuló feltételezéseim szerint ezen élőhelyek térbeli elterjedéséből megalapozott éghajlati következtetést nem lehet levonni.

Az elemzés során független (magyarázó) változóként a 8. táblázatban felsorolt környezeti változókat vettem figyelembe. A környezeti változókat az egyes MÉTA hatszögek középpontjaira értékeltem ki. Az élőhelyek éghajlat-érzékenységeinek kiértékelésére első körben elegendőnek tűnhet pusztán az éghajlati változók figyelembevétele is, és egy avatatlan érdeklődő a további környezeti változókat akár feleslegesnek is vélheti. A nem éghajlati jellegű környezeti változóknak a modellekbe való belefoglalására azonban alapos indokot szolgáltat, hogy az egyes élőhelytípusok elterjedésének kialakításában a környezeti változók nem külön-külön, hanem egymással kölcsönhatásban vesznek részt. Így ha nemcsak az egyszerű klimatikus hatásokra, hanem az éghajlatnak más környezeti tényezőkkel interakcióban kifejtett hatásaival is szeretnénk foglalkozni, akkor ehhez ezeket a környezeti tényezőket is be kell építeni a modellekbe. E vizsgálat során a következő párhuzamosan jelen lévő környezeti hatásokat próbáltam meg figyelembe venni:

8. táblázat: Az élőhelyek éghajlat-érzékenységeinek modellezéséhez használt változók. Nominális és ordinális skála esetén zárójelben a kategóriák száma szerepel

Változónév	Skála	Leírás
Talajtani változók (AGROTOPO alapján):		
<i>t.kozet</i>	nominális (9)	az alapkőzet típusa
<i>t.fiz</i>	nominális (7)	fizikai talajféleség
<i>t.vizg</i>	ordinális (8)*	a talaj vízgazdálkodási tulajdonságai
<i>t.kemh</i>	ordinális (5)	a talaj kémhatása és mészállapota
<i>t.sza</i>	ordinális (6)	a talaj szervesanyag-készlete
<i>t.vast</i>	ordinális (5)	a termőréteg vastagsága
Vízrajzi változók:		
<i>v.to</i>	ordinális (7)	a legközelebbi tótól vett távolság
<i>v.folyo</i>	ordinális (7)	a legközelebbi folyótól vett távolság
<i>v.patak</i>	ordinális (7)	a legközelebbi pataktól vett távolság
<i>v.ossz</i>	ordinális (7)	a legközelebbi tótól, folyótól, pataktól vagy csatornától vett távolság
Bioklimatikus változók:		
<i>Bio01</i>	folytonos	éves középhőmérséklet
<i>Bio04</i>	folytonos	a hőmérséklet éves szezonálisitása
<i>Bio10</i>	folytonos	a nyári negyedév középhőmérséklete
<i>Bio11</i>	folytonos	a téli negyedév középhőmérséklete
<i>Bio12</i>	folytonos	éves átlagos csapadék
<i>Bio13</i>	folytonos	a legnedvesebb hónap átlagos csapadéka
<i>Bio14</i>	folytonos	a legszárazabb hónap átlagos csapadéka
<i>Bio15</i>	folytonos	a csapadék szezonálisitása
<i>Bio16</i>	folytonos	a legnedvesebb negyedév átlagos csapadéka
<i>Bio17</i>	folytonos	a legszárazabb negyedév átlagos csapadéka
<i>Bio18</i>	folytonos	a téli negyedév átlagos csapadéka
<i>Bio19</i>	folytonos	a nyári negyedév átlagos csapadéka

* a talaj vízgazdálkodási tulajdonságánál a „sekély termőrétegűség miatt szélsőséges vízgazdálkodású talajok”-at hiányzó adatnak tekintettem, mivel ez a kategória logikailag nem illik bele a rendezési sorrendbe, és mivel ezek az esetek a többi változó alapján (t.vast) is jól elkülöníthetők.

- a terület talajának jellege, a növényzet tápanyag-ellátottsága (a talaj és az alapkőzet leírására használt legtöbb változó)
- a terület (nem a közvetlen csapadéktól függő) vízellátottsága, vízgazdálkodása (a talaj mélysége, vízgazdálkodási tulajdonságai, a különböző felszíni vizektől mért távolság)

- az éghajlati (makroklimatikus) hatások (a havi középhőmérsékletek és csapadékösszegek, illetve az ezekből származtatott bioklimatikus változók – ezek állnak érdeklődésem homlokterében...)

A talaj és az alapkőzet leírására szolgáló változók forrása az AGROTOPO adatbázis (Várallyai et al. 1979, 1980). Az „alapkőzet” és a „fizikai talajféleség” kivételével a kategorikus változókat sorba állítva, ordinális változókként vettem figyelembe. A „talajtípus” változót az elemzésekből kihagytam, mivel az AGROTOPO adatbázis további változói (alapkőzet, fizikai talajféleség, sótartalom, pH, talajmélység stb.) már tartalmazzák mindazt az információt, amit ez az összesítő jellegű kategorikus változó tartalmaz, így a talajtípus magyarázó változóként való szerepeltetése csupán felesleges kollinearitást vitt volna a prediktorok közé. (Ráadásul egy 31 kategóriával rendelkező nominális változó (faktor) szerepeltetése az elemzés amúgy sem szerény számítási igényét a sokszorosára emelte volna.)

A környezeti változók következő csoportja a jelentősebb vízrajzi elemektől való távolságokat jeleníti meg a predikciós modellekben. Erre a célra az eltérő vízjárással rendelkező víztestek (tavak, folyók, patakok) ökológiai szerepének elkülönülése érdekében négy különböző változót képeztem (ld. 8. táblázat). A negyedik változó (*v.ossz*) az előző három víztest-típus mellett a fontosabb csatornák közül a legközelebbinek a távolságát tartalmazza. Ennek funkciója a csatornák (ezek domináltak a változóban) esetleges szerepének a tisztázása volt, a további víztesteket csak az inhomogenitás mérséklése érdekében vettem bele a változóba. Az egyes hatszögek esetén a távolságokat a hatszögműközpontokhoz képest számítottam. A műtermékek képzésének elkerülése érdekében, a feltételezett („küszöb”-jellegű) kapcsolatoknak megfelelően, a távolságértékeket csak egy biológiai-lag relevánsnak tartott 7 kategóriás ordinális skálára (a víztest a hatszögben, a hatszög szélén, a hatszög szélétől 0–200 m, 200–1000 m, 1–2 km, 2–5 km, 5 km feletti távolságra) „lebutítva” vettem figyelembe a számítások során.

A harmadik magyarázó változócsoporthoz az éghajlati változók. Az élővilágra gyakorolt hatások elemzéséhez az egyszerű éghajlati középértékek (pl. havi középhőmérsékletek és csapadékösszegek) helyett érdemesebb egy szűkebb, de biológiailag megalapozottabb változócsoporthoz korlátozni a vizsgálatokat. Erre a célra egy lehetséges elterjedten használt megoldás a WORLDCLIM adatbázis eredetileg 19 elemből álló bioklimatikus változókészlete (Hijmans et al. 2005, lásd pl. Busby 1991, McMahon et al 1996, Beaumont et al. 2005), amelyek közül én 12 változót építettem be prediktorként az elemzésembe (8. táblázat). Az eredeti listából kihagytam mindazokat a változókat, amelyekhez a havi maximum és minimumhőmérsékletekről is kellett volna adatok, továbbá elhagytam a legszárazabb / legcsapadékosabb negyedévek (egymást követő három hónap) hőmérsékletére vonatkozó két változót is. Ez utóbbi döntés hátterében az áll, hogy hazánk területén a jelen

klímára ezek a változók igen nagy mértékben korrelálnak (gyakorlatilag megegyeznek) a leghidegebb / legmelegebb negyedévek középhőmérsékletével (bio10 és bio11). Ráadásul, mivel a vizsgált éghajlati scénáriók szerint a csapadék éven belüli eloszlásának nagymértékű átrendeződése miatt a jövőben ez a kollinearitás el is tűnhet, így a „párhuzamos” változók használata nemcsak indokolatlan, hanem még nagyfokú műtermék-veszélyt is belevinne a modellekbe és a segítségükkel kapható projekciókba is. A bioklimatikus változók számításához szükséges éghajlati háttéradatokat az 5.1.1. fejezetben említett két forrásból (WORLDCLIM, OMSZ) vettem. A bioklimatikus változókat a bázisidőszakra elvégzettel teljesen megegyező módon kiszámoltam az egyes jövőbeli forgatókönyvek esetére is.

Bár munkám során domborzati adatok (átlagos magasság, átlagos kitettség, domborzat tagoltsága) is rendelkezésre álltak, de a modellépítés során a domborzati változókat önálló prediktorokként nem vettem figyelembe. Ezen döntésem mögött a következő két fő megfontolás húzódik meg:

- A domborzat jellemzően nem önállóan fejt ki ökológiai hatásait, hanem elsősorban más, az elemzésben már szereplő környezeti változókon keresztül (éghajlat, alapkőzet, talaj, vízhálózat...)
- A domborzati változókat a felhasznált nagyfelbontású klímaadatok interpolációjakor már egyszer figyelembe vették.

6.1.2. Módszerek

A továbbiakban az élőhelyek elterjedési adataiból és a környezeti változókból összeállt adatbázist véletlenszerűen két nagy részre osztottam: az adatpontok hozzávetőleg kétharmadát a modellek létrehozására használtam fel (kalibrációs adatbázis), míg azok fennmaradó egyharmadát félretettem ellenőrzési, kiértékelési célra (evaluációs adatbázis).

A bioklimatikus modellek elkészítéséhez a Hothorn et al. (2006) által kidolgozott feltételes következtetésen („conditional inference”) alapuló döntési fák eljárását (*ctree* eljárás) alkalmaztam, amely egy nagy múltú és elterjedten használt modellcsalád a klasszifikációs és regressziós fák (classification and regression trees, CART, vagy döntési fák, decision trees – Breiman et al. 1984) egyik legfejlettebb képviselője. A *ctree* eljárás előnyei a hagyományosabb CART eljárásokkal (pl. Breiman et al. 1984, Quinlan 1993, Ripley 2005) szemben a következők:

- minden lépésben permutációs teszt segítségével választja ki a statisztikailag legmegfelelőbb döntési változót (nincs torzítás a változóválasztás során),
- ez az eljárás egyben statisztikailag jól megalapozott megállási szabályt („stopping rule”) is szolgáltat, így nincs szükség a kapott fa-modellek mesterkélt és sok szempontból önkényes döntéseket is behozó utólagos nyírására.

A számításokat az R statisztikai környezetben (R Development Core Team 2009) végeztem, amelynek során minden egyes élőhely előfordulásaira külön modelleket illesztettem. Az egyes modellek predikciós képességét a bináris predikciók kiértékelésére legelterjedtebben használt AUC statisztika (Swets 1988) segítségével jellemeztem, mely egy döntési küszöbtől független mérőszámot szolgáltat a modell jóságára nézve, a különböző lehetséges küszöbökhez tartozó specificitási és szenzitivitási értékpárokat összekötő ROC (receiver operating characteristics) görbe alatti terület (AUC = area under curve) nagyságával.

Az élőhelyek éghajlat-érzékenységeinek eredeti sokdimenziós összefüggéseit maga a predikciós modell testesíti meg. A 10. ábrán két ilyen CART modellt mutatok be illusztrációképpen. A modellekben rejlő klímaérzékenység áttekinthető megjelenítéséhez és az egyes élőhelyek érzékenységeinek összehasonlító értékeléséhez szükséges a modellek egyszerűsített jellemzése. Ezért a modellek éghajlat-érzékenységét a következőkben egyetlen számmal jellemeztem. A modellek értékelésének egyetlen számba való sűrítése során két fő szempontot kívántam figyelembe venni:

- *predikálhatóság*: milyen mértékben képes a modell predikálni az adott élőhely előfordulásait a magyarázó változók alapján (a modell „jósa” = az élőhely előrejelezhetősége, környezetfüggése – természetesen csak a vizsgált környezeti változókra vonatkozóan),
- *klimatikusság*: milyen mértékben vannak jelen a klimatikus változók a modellben (a modell „éghajlatisága” = az éghajlat „szerepének” erőssége az élőhely környezetfüggésén belül).

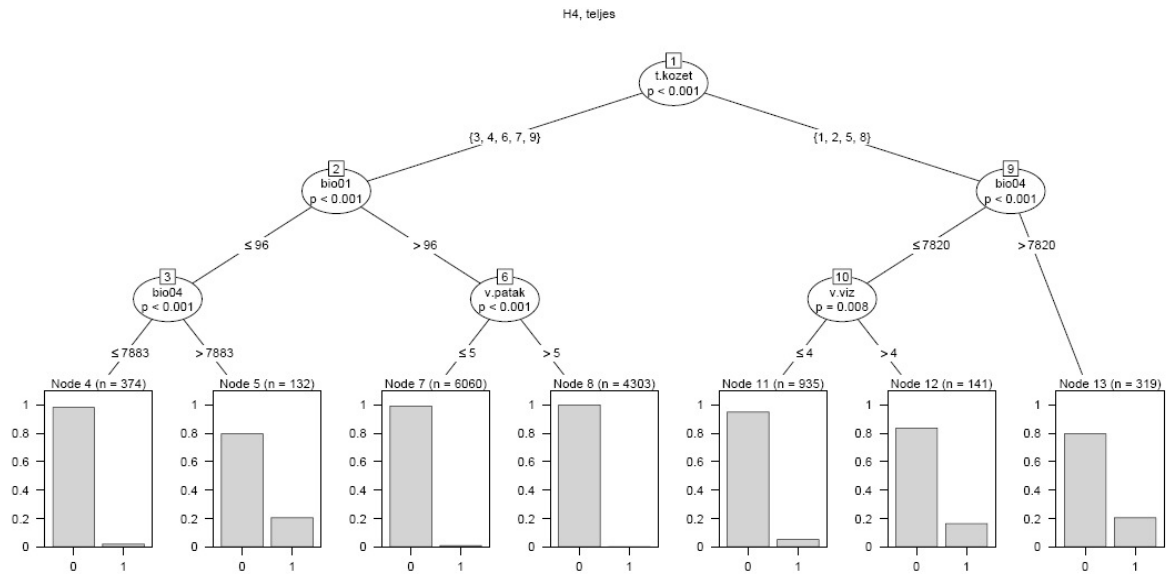
Az értékelés elvégzéséhez két fő csoportra osztottam a prediktor változókat: „aklimatikus” (= tájlati és vízrajzi változók) és „klimatikus” (= bioklimatikus) változókra. Az értékelést a modellépítéssel egybekötöttén végeztem el, amelynek főbb lépései a következők voltak: (1) Élőhelyenként három-három modellt illesztettem a prediktorok különböző csoportjainak a felhasználásával: (a) csak az aklimatikus környezeti változók (aklimatikus részmodell); (b) csak a klimatikus változók (klimatikus részmodell); (c) az összes változó (aklimatikus és klimatikus együtt – teljes modell). Ezek után (2) mindhárom modellhez kiszámítottam a hozzá tartozó AUC értékeket és az élőhely *predikálhatóságát* a teljes modell predikciós képességével (AUC érték) jellemeztem. (3) Az élőhely *klimatikusságának* jellemzéséhez az éghajlati változóknak a predikálhatóság kialakításában betöltött szerepét hasonlítottam össze a többi változóéval. Ehhez a következő statisztikát használtam:

$$klimatikusság = \frac{I_{klimatikus}}{I_{klimatikus} + I_{aklimatikus}}, \quad (e8)$$

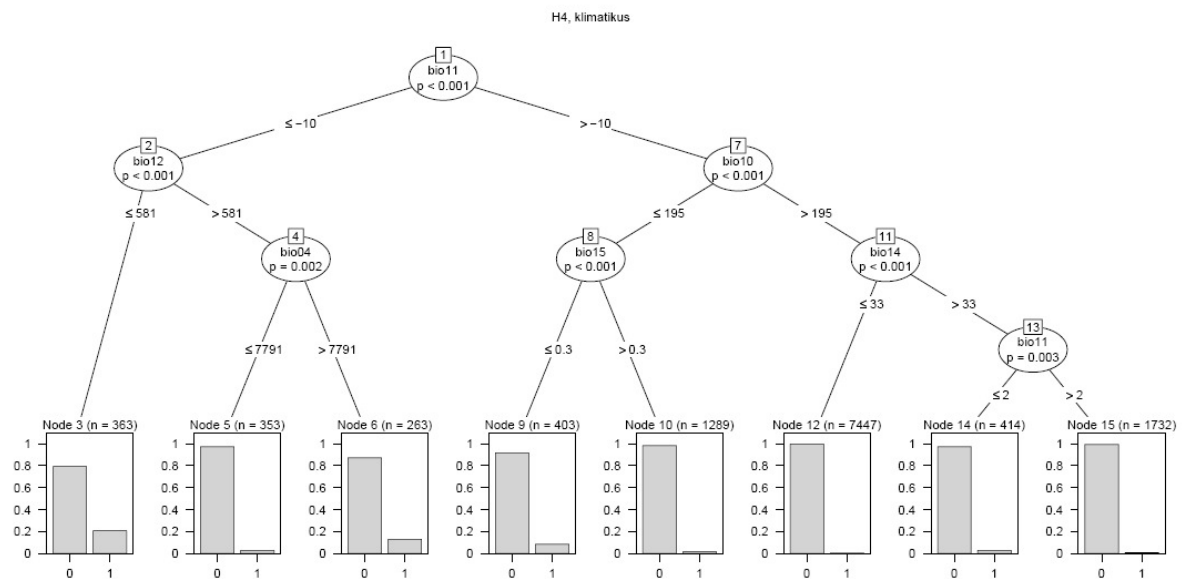
ahol $I_{klimatikus} = AUC_{teljes} - AUC_{aklimatikus}$ a klimatikus változócsoporthoz tulajdonítható predikciójavulás (klimatikus „információtöbblet”), és $I_{aklimatikus} = AUC_{teljes} - AUC_{klimatikus}$ pedig az aklimatikus változócsoporthoz tulajdonítható predikciójavulás (aklimatikus „információtöbblet”).

Végül (4) az élőhelyek egyszerűsített éghajlat-érzékenységét mindezek alapján a következő képlet-
tel számítottam ki:

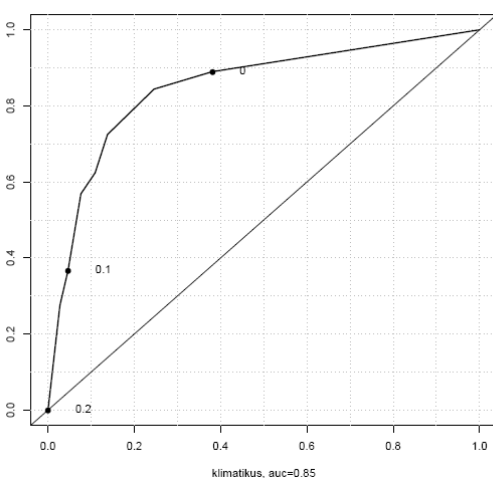
a



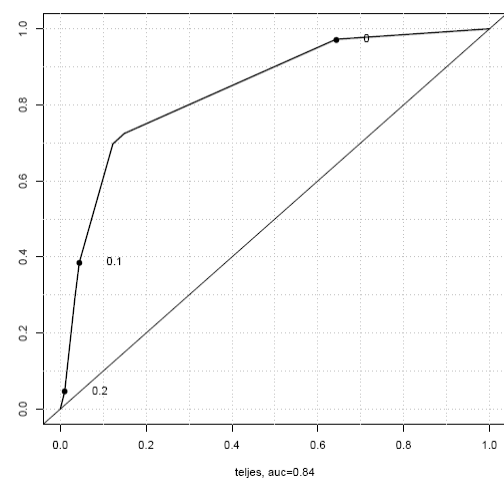
b



c



d



10. ábra: A H4 élőhely (félszáraz irtásrétek) egy teljes és egy klimatikus döntési fa (CART) modellje. A fában minden egyes elágazás egy bináris döntést jelent (az egyes változók jelentését lásd a 8. táblázatban, p: az elsőfajú hiba valószínűsége). Az egyes ágak végén kalibrációs adatbázisból odajutó élőhely-előfordulások száma (n) és megoszlása látható. a: egy teljes modell (az összes változó felhasználásával), b: egy klimatikus modell (csak az éghajlati prediktorok felhasználásával), c-d: a két modellhez tartozó ROC görbék és AUC értékek.

$$\text{érzékenység} = \text{predikálhatóság} * \text{klimatikusság}. \quad (\text{e9})$$

Mivel mind az élőhelyek predikálhatóságát, mind a kapott predikációs modell klimatikusságát egy-egy $[0; 1]$ intervallumon mért számmal jellemeztem, ezért kézenfekvő volt, hogy az élőhelyek klimatikus predikálhatóságát, azaz *éghajlat-érzékenységet* e két szám szorzataként definiáljam. Az éghajlat-érzékenység ez alapján azt fejezi ki, hogy az adott természetközeli élőhely előfordulásában felismerhető mintázat milyen mértékig magyarázható meg klimatikus változók (illetve ezeknek más környezeti változókkal vett interakciói) segítségével.

Annak érdekében, hogy a számított éghajlat-érzékenység értékek robosztusak legyenek, és valóban az élőhelyek elterjedési mintázatában fellelhető éghajlati hatások mértékét tükrözzék, a modellek építését minden egyes élőhelyre ötvénszer megismételtem, különböző véletlenszerű mintavétellel kialakított kalibrációs és evaluációs adatbázisokra. A klimatikus és az aklimatikus információ-többletek nullánál nagyobb voltát statisztikailag teszteltem (egyoldalú nullhipotézissel végzett t-próba, a kapott AUC értékekre végzett páros t-próbával egyenértékű). Azoknál az élőhelyeknél, ahol valamelyik hozzáadott információ nem bizonyult szignifikánsnak ott ezt az információtöbbletet nullának tekintettem.

Az eddigiekben bemutatott egyszerűsített mérőszám hozzávetőlegesen az egyes élőhelyek országos átlagos éghajlat-érzékenységének „abszolútértékét” testesíti meg. A valódi éghajlat-érzékenység azonban egy sokdimenziós kapcsolat, amelyet teljességében maga az illesztett modell reprezentál. Ráadásul az érzékenység önmagában még nem biztos, hogy veszélyeztetettséget is jelent, hiszen hiába érzékeny egy élőhely például az éves hőingás megváltozására, ha ez a paraméter a jövőben nem változik meg. Érdekes tehát – a sérülékenységi elemzés alapkonceptiója szerint – az érzékenység önmagában történő vizsgálata mellett (helyett) azt is megvizsgálni, hogy mi az, ami belőle a kitettség ismeretében várható hatásként következik. Az előbbieken bemutatott „egydimenziós” éghajlat-érzékenységi mérőszám kiszámításával éppen az volt a legfőbb célom, hogy objektív iránymutatást nyújtson: mely élőhelyek esetén érdemes részletesebben is modellezni a várható éghajlati hatásokat, és melyek azok, amelyek esetében ez inkább félrevezető, mint hasznos.

A következőkben tehát az éghajlat-érzékenységi mérőszámok segítségével kiválasztottam azokat az élőhelyeket, ahol az éghajlat várhatóan a további környezeti tényezők mellett is meghatározó szerepet tölt majd be az élőhely jövőbeli sorsának alakulásában. Ehhez a mérőszám 0,5-ös értékét választottam küszöbnek, amely fölött az élőhelyeket „kiemelten klímaérzékenyeknek” tekintettem. Mivel a rendelkezésre álló számítási kapacitások alapján meghatározták az elkészíthető projekciók jellegét, a korlátok figyelembevételével kétféle várható hatás előrejelzést készítettem:

- (1) országos várható hatás térképeket a MÉTA kvadrátok felbontásában (~5 km) az összes kiemelten klímaérzékeny élőhelyre; és

- (2) regionális várható hatás térképeket a MÉTA hatszögek felbontásában (a MÉTA adatbázis teljes felbontása, ~500 m) a Dél-Dunántúlra a K2 (gyertyános-kocsánytalan tölgyesek) élőhelyre.

Mindehhez az országos elemzések (1) esetében a kizárólag klimatikus prediktorokat tartalmazó modelleket, míg a regionális elemzésekhez (2) a teljes modellt használtam fel. Ennek során minden vizsgált élőhely esetében az első 12 bootstrap-modell segítségével predikciókat készítettem a kiindulási állapotra (1960-1990) és minden egyes éghajlati szcenárióra. Mindezek alapján minden egyes élőhely esetében a kiinduló állapotra 12, az egyes előrejelzési időpontokra pedig 72-72 nyers projekció állt rendelkezésre, amelyekből a bemutatott konszenzus projekciókat átlagolással számítottam (vö. Araújo & New 2007). Az ensemble projekciók nagy száma elvileg az előrejelzések bizonytalanságának térben explicit kvantitatív értékelésére is lehetőséget biztosítana (Diniz-Filho et al. 2009), de én ilyen jellegű számításokat egyelőre nem végeztem.

6.1.3. Eredmények és értékelésük

Az egyes élőhelyeknek a modellek alapján számolt átlagos éghajlat-érzékenységet a szignifikanciasztek eredményeivel együtt az M3 mellékletben mutatom be. Az eredmények alapján 12 kiemelten klímaérzékeny élőhelyet azonosítottam. Az eredmények egyik általános tanulsága, hogy az erdők, különösen a klímazonális erdők sokkal határozottabb éghajlatfüggést mutatnak, mint a gyepek vagy a cserjések. Egy másik határozott tendencia, amely szintén nem okoz különösebb meglepetést, hogy a hegyvidéki elterjedésű közösségek nagyobb éghajlatfüggést mutatnak alföldi-síkvidéki társaiknál. Ez utóbbi leginkább annak köszönhető, hogy alföldjeinken az élőhelyek elterjedése a sokkal intenzívebb tájhasználat miatt már koránt sem az eredeti mintázatokat követi. Az élőhelyek többsége országszerte jelentős antropogén behatás alatt áll; ezek esetében a jelenlegi elterjedés mintázatát erősen befolyásolhatja a tájhasználat térbeli mintázata. Mivel a tájhasználat intenzitása és jellege szintén interakcióban állhat az éghajlattal, ezért számos élőhely esetén valószínűsíthető, hogy eredeti elterjedési területének bizonyos részeiről szelektív tájhasználati nyomás hatására tűnt el, elkendőzve ezáltal a meglévő éghajlati kapcsolatokat (lőszgyepek, összes hegylábi-alföldi erdőtípus), vagy esetleg akár új tájhasználati alapokon nyugvó közvetett antropogén éghajlati kapcsolatokat hozott létre.

A tájhasználat jelentőségét az eredményeink interpretációjában két példával szeretném röviden alátámasztani. Magyarországon elsősorban az Őrségben és a Vendvidéken találunk mészkerülő fenyveseket (N13), amely egyben az ország legcsapadékosabb vidéke is, így nem csoda, hogy a modelljeimben ez az élőhely kiemelkedő éghajlat-érzékenységet mutatott. Ezek a ligetes erdők azonban csak részben köszönhetik jelenlétüket a térség viszonylag csapadékos és kiegyenlített klímájának, de emellett a hagyományos tájhasználat is nagyon kedvezett az erdei fenyő (*Pinus*

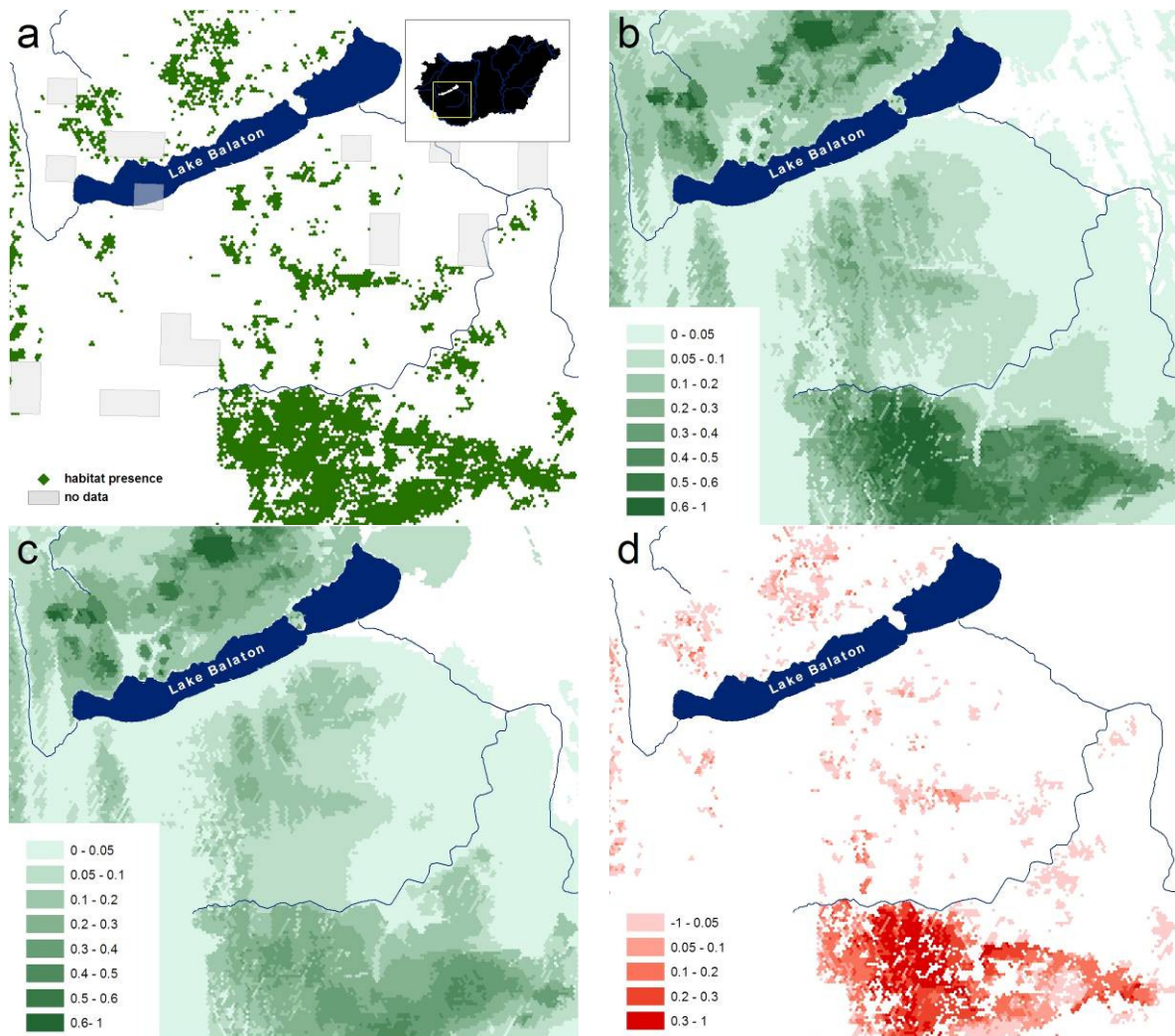
sylvestris) felszaporodásának. Az intenzív legeltetéssel párosuló gyakori szálaló letermelések mellett természetesen alapvető fontosságú volt még az Alpok közelsége is, amely egyáltalán lehetővé tette e fenyőfajok és számos kísérőfaj megjelenését a megfelelő meredek domboldalakon. A korábbi tájhasználat megszűnésével az őrségi fenyvesek jelenleg klímaváltozás nélkül is komoly veszélyben vannak. Ehhez adódik még hozzá az éghajlatváltozás hatása. A különböző veszélyeztető tényező hatását ez esetben nem lehet elkülöníteni – ezt nem is próbálom, és bár tudok a tájhasználatból fakadó veszélyeztetettségéről is, de ez nem mérsékli a klimatikus kockázatokat, amelyek ezen élőhely esetén a meghatározó fenyőfajok klímaérzékenysége miatt (Theurillat & Guisan 2001) mindenképpen kimagaslóan nagyok.

A második példám az égerligetekhez (J5) kapcsolódik. A modellek által jelzett viszonylag erős éghajlat-érzékenység itt annak köszönhető, hogy a fűz- és égerligetek (hasonló gyepszint esetén a fűzek által alkotott patakparti ligetek is ide tartoznak) az alföldről csaknem teljesen hiányoznak. Elképzelhető azonban, hogy ez a mintázat nem az éger (*Alnus glutinosa*) vagy a többi karakterfaj éghajlati igényeiből fakad: több külföldi (elsősorban kelet-európai) példa is bizonyítja, hogy ez az élőhely a kisebb vízszint-ingadozású síkvidéki vízfolyások mentén is jól érzi magát. Tájföldrajzi adatok valamint, 1-2 „reliktum” előfordulás alapján feltételezhető, hogy eredetileg valószínűleg az Alföldön is gyakrabban előfordult ez az erdőtípus. A változás oka valószínűleg a folyószabályozásokban és az intenzív tájhasználatban keresendő. A vízrendezések során a kisebb vízfolyásokat csatornásították, a nagyobb folyók mellékágaiból szerteágazó erek rendszerét többnyire felszámolták, és ez pecsételhetette meg az alföldi égerligetek sorsát. Így ebben az esetben a mintázatban számszerűsödő, mérhető „éghajlatfüggés” valószínűleg műtermék, amely nem fogja veszélyeztetni az égerligeteket, hacsak az intenzív tájhasználat (vízrendezések) nem követik a dombvidékeink felé húzódó izotermákat.

Az égerligetekhez hasonlóan a félszáraz erdőssztyeprétek (H4) élőhely esetében is felmerülhet a műtermék gyanúja. Itt szintén a korábbi alföldi állományok nagymértékű eltűnése okozhatja a viszonylag jelentős éghajlat-érzékenységet, amely azonban ebben az esetben az éghajlatváltozás bekövetkeztétől függetlenül is az élőhely nagyfokú tájhasználati veszélyeztetettségével párosul (elsősorban a legeltetés felhagyása miatt).

Az éghajlatváltozás által leginkább érintett élőhelyek (a 12 kiemelten klímaérzékeny élőhely) esetében az országos várható hatásokat bemutató térképek az M4 mellékletben láthatók, a K2 (gyertyános kocsánytalan tölgyesek) élőhely dél-dunántúli elterjedésére vonatkozó projekciók összegzését pedig a 11. ábrán mutatom be. Az ábrákon az egyes élőhelyek különböző időszakokra jósolt előfordulási valószínűségei láthatók a különböző forgatókönyvekre és ismétlésekre átlagolva. Ezek

az általában viszonylag alacsony értékek azt fejezik ki, hogy az adott éghajlati körülmények között mennyi a valószínűsége, hogy egy 35 ha-os területen (MÉTA hatszög, a modellezés területi egysége) rábukkanjunk az adott élőhely előfordulásaira. Ez szinte kizárólag klímazonális élőhelyek esetén képes magas értékeket felvenni, míg a ritkább, specializáltabb élőhelyeknél természetesen ez a szám még optimális körülmények között is alacsonyabb. Éppen ezért az előfordulási valószínűségek abszolút értékei csak korlátozott mértékben alkalmasak élőhelyek közötti összehasonlításra, és az élőhelyek veszélyeztetettsége csak a prevalenciájuk (a referencia-időszakban mérhető átlagos gyakoriságuk) fényében ítélni lehet meg. A legvesélyeztetettebb területek egyszerű vizuális kiemelése céljából az M4 melléklet térképsorain (minden sorozatból az utolsó térképen) külön kiemeltem azokat a területeket, ahol az éghajlati referenciaidőszakhoz (1960–1990) képest 2050-re legalább 50%-os előfordulási valószínűség csökkenést jósolnak a modellek (a különböző forgatókönyvek és ismétlések átlagában).



11. ábra: A gyertyános-kocsánytalan tölgyes erdők (K2) aktuális és modellezett elterjedése a Dél-Dunántúlon. a) a jelenlegi elterjedés a MÉTA adatbázis alapján; b) a jelenlegi elterjedés modellezett rekonstrukciója (előfordulási valószínűségek a bázisidőszak éghajlata alapján); c) várható előfordulási valószínűségek 2025 körül; d) várható hatás (az előfordulási valószínűség csökkenése a bázisidőszakhoz képest) 2025 körül

Mint az az országos eredményekből is kitűnik, a K2 élőhely esetében éppen a kiemelten vizsgált Dél-Dunántúl a leginkább veszélyeztetett régió, de több hegységperemi-hegylábi állomány is komoly veszélybe kerülhet a XXI. század folyamán. A regionális elemzés eredményei alapján különösen is kiemelkedik a zselici állományok veszélyeztetettsége. Nagyon hasonló a helyzet a bükkösök (K5) esetében is, míg a cseres kocsánytalan tölgyesek (L2a) esetében az északi-középhegységi hegylábi régiók a legveszélyeztetettebbek. E három fő zonális erdőtípus (K5, K2, L2a) esetében a kapott eredmények nagy mértékben összhangban vannak Mátyás Csaba és kutatócsoportja (Mátyás & Czimmer 2004, Gálhidy et al. 2006, Czúcz et al. accepted_b) erdészeti adatbázisokon alapuló modelljeinek eredményeivel.

A lágyszárúak által dominált élőhelyek közül a hegyi rétek (E2) esetében leginkább a dunántúli állományok, míg a kaszálóréteknél (E1) az északi középhegységi állományok vannak leginkább veszélyben. Az irtásrétek (H4) esetén leginkább veszélyeztetettek a középhegység déli oldalán található előfordulások. A cickórós puszták számára a várható melegedés és szárazodás elterjedési területének nagy részén előnyös változásokat jelent. A szikes mocsarak (B6) számára az éghajlati feltételek alig látszanak változni, itt valószínűleg egy olyan változó okozott éghajlatfüggést, amelyet a jelenlegi változások nem, vagy csak kevésbé érintenek. Ennek ellenére közvetett éghajlatfüggése miatt hosszabb távon a B6 élőhelyet is veszélyeztetheti majd az éghajlatváltozás (bővebben ld. a következő fejezetben).

Hazai bioklimatikus elemzések értékelése kapcsán gyakran felmerül a kérdés, hogy vajon Magyarország nem túl parányi-e értelmes bioklimatikus vizsgálatok elvégzéséhez. A válasz elsősorban attól függ, hogy mire, milyen következtetések levonására szeretnénk használni az eredményeinket. Megfelelően átgondolt módon végezve és értékelve az elemzést akár hazánknál kisebb területen is értelmes bioklimatikus vizsgálatokat lehet folytatni (pl. Thuiller et al. 2003). A legtöbb elemzés esetében tulajdonképpen éppen a terület lehatárolásával állítjuk be az eredmények „érzékenységet”, éghajlati felbontását. Egy adott területre készített modellek nyilván elsősorban azon az éghajlati intervallumon belül lesznek érvényesek, amelyek a vizsgált területen belül előfordulnak. Ennek következtében azoknál az élőhelyeknél, amelyek esetében már ezen a viszonylag korlátozott éghajlati tartományon („climatic envelope”) belül is markáns éghajlatfüggést mutatnak, joggal várhatjuk, hogy érzékenyen fognak reagálni már az éghajlatváltozás kezdeti következményeire is. Az viszont, hogy valamely élőhely nem mutatott az elemzésem során közvetlen éghajlatfüggést, még nem jelenti azt, hogy az illető élőhely bármilyen mértékű klimatikus változásnak rezzenéstelenül képes lesz ellenállni; a jelenlegi hazai éghajlati tartomány jelentős mértékű elhagyása esetén a hazai adatbázison épített modell már természetesen nem lesz képes előrejelezni a rendszer változásait. Ráadásul az éghajlatváltozás előrehaladtával, a közösségek felbomlása esetén az egész HDM módszertan

használhatósága megkérdőjelezhetővé válik (Ferrier & Guisan 2006), amely, különösen a hosszabb távra (pl. 2085) előre vetített projekciók esetében könnyen a bevezetőben említett III. típusú hibához vezethet, amennyiben a numerikus modellek eredményeit túlságosan komolyan vesszük, és önmagukban kritikátlanul, mindenféle kiegészítő értékelés nélkül elfogadjuk.

6.2. A teljes várható hatás élőhelyenkénti becslése

Az egyes hazai élőhelytípusok sérülékenysége (vagy pontosabban kifejezve: országos átlagos, jellemző sérülékenysége) nyilván nem egyezik meg a korrelatív modellezés eredményei alapján kapható várható hatások országos átlagával. Mint azt a 8. és 9. ábrákon is bemutattam, számos olyan, az élőhelyek fajkészletét veszélyeztető mechanizmus létezik, amelyet az elterjedési modellek nem képesek reprezentálni. A közvetett kapcsolatok természetesen nem foghatók meg egyszerű korrelatív statisztikai modellekkel, hiszen összetett térbeli és időbeli dinamikával rendelkező fizikai folyamatokról van szó, ahol a kiváltó éghajlati okok és az ökológiai következmények térben és időben is jelentősen elkülönülhetnek. Elképzelhető azonban, hogy valamikor a jövőben, kellőképpen komplex fizikai modellek segítségével ezek a folyamatok is numerikusan modellezhetővé válnak. Addig is azonban, amíg ez be nem következik, a teljesség igénye olyan technikák használatát követeli meg, amelyek segítségével a folyamatok hatásai is reprezentálhatókká válnak. Ennek egyik lehetősége a szakértők bevonásával végzett értékelés, melyre számos elméletileg jól megalapozott és operatív többkritériumos értékelési technika (multi-criteria analysis, MCA) áll a rendelkezésre (Dodgson et al. 2009). Ilyen technikákat gyakorta használnak az éghajlatváltozás lehetséges hatása-
inak, illetve a lehetséges adaptációs mitigációs stratégiáknak az értékelésére is. Az ökológiai hatások hatásmechanizmusok szerinti értékelésére azonban még nem túl elterjedtek ezek a módszerek. A következőkben a kisszámú fellelhető alkalmazáshoz hasonlóan (pl. Jones & McInnes 2004) én is egy ilyen egyszerűsített többkritériumos értékelést mutatok be. A látszólag komplikált eljárás valójában szinte a legegyszerűbb a lehetséges többkritériumos értékelési eljárások közül, melynek alkalmazásával az a célom, hogy a kapott végeredmény objektíven, transzparensen és reprodukálhatóan tükrözze az az egyes élőhelyek éghajlatváltozás általi valódi veszélyeztetettségéről rendelkezésre álló országos szakértői tudást.

6.2.1. Anyag és módszer

A többkritériumos értékeléshez a 8. és 9. ábrákon bemutatott lappangó hatásokat tekintettem az egyes kritériumoknak, melyek élőhelyenkénti erősségének szakértői értékelése volt az eszköz az élőhelyek teljes veszélyeztetettségének (országos átlagos várható hatás) az értékeléséhez. A következő 2x3-féle, korábban azonosított éghajlati kapcsolatot (8. és 9. ábrák) tekintettem pontozási kritériumnak:

Közvetlen éghajlatfüggés – az makroklimatikus változók közvetlen, vagy szoros (térbeli áttétel vagy időbeli késleltetés nélküli) hatása a vizsgált élőhelyek fennmaradására, szerkezetére, fajainak elterjedésére stb.

- **Modellezett közvetlen éghajlatfüggés (a):** a hazai elterjedésből kimutatható közvetlen éghajlati kapcsolatok. A várható hatások országos szintű összefoglalására a 2050-re előrevetített előfordulási valószínűségeket hasonlítottam a referencia-időszakhoz (%-ban kifejezett csökkenés) az egyes élőhelyek előfordulási területeire. Ezt a számítást az összes 0,2-nél nagyobb modellezhető éghajlatfüggést mutató élőhelyre elvégeztem az előző fejezetben említett modellek és eredmények alapján. A kapott országos átlagos mérőszámokat a 9. táblázatban mutatom be. A táblázat utolsó oszlopában a potenciális veszélyeztetettség mértékét egy ötfokú ordinális skálán osztályozva is feltüntettem, amelyre a szintén ordinális skálán becsült lappangó veszélyeztetésekkel való összesítéshez van szükség.

9. táblázat: A mérhető várható hatás országos átlaga a legerősebb modellezett közvetlen éghajlatfüggést mutató élőhelyekre. Zárójelben a veszélyeztetettség egy ötfokú ordinális skálára transzformálva (1: nem vagy alig veszélyeztetett (ide tartoznak a táblázatban nem szereplő élőhelyek is); 2: enyhén veszélyeztetett; 3: mérsékelten veszélyeztetett; 4: erősen veszélyeztetett; 5: kritikusan veszélyeztetett).

	Élőhely	Várható hatás (VH _a)
Mészkerülő lombelegyes fenyvesek	N13	0.19 (5)
Csarabosok	E5	0.23 (5)
Mészkerülő bükkösök	K7a	0.29 (5)
Szikes rétek	F2	0.45 (4)
Veres csenkeszes hegyi rétek	E2	0.48 (4)
Égerligetek	J5	0.49 (2)*
Gyertyános-kocsányos tölgyesek	K1a	0.49 (4)
Bükkösök	K5	0.66 (3)
Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek	K2	0.67 (3)
Árnyéktűrő nyílt sziklanövényzet	I4	0.71 (3)
Éger- és kőrislápok, égeres mocsárerdők	J2	0.73 (3)
Félszáraz irtásrétek, száraz magaskórósok és erdőssztyeprétek	H4	0.73 (2)*
Franciaperjés rétek	E1	0.81 (2)
Sztyepecserjések	M6	0.82 (2)
Hegy-dombvidéki sovány gyepek és szőrfűgyepek	E34	0.83 (2)
Zárt mészkerülő tölgyesek	L4a	0.85 (2)
Cseres-kocsánytalan tölgyesek	L2a	0.88 (2)
Patakparti és lápi magaskórósok	D5	0.89 (2)
Lejtőgyepek egyéb kemény alapkőzeten	H3a	1.05 (1)
Üde mézspázsitos szikfokok	F4	1.08 (1)
Padkás szikesek és szikes tavak iszap- és vakszik növényzete	F5	1.31 (1)
Ürmöspuszták	F1a	1.38 (1)
Zsiókás és sziki kákás szikes mocsarak	B6	1.39 (1)
Cickórós puszták	F1b	1.63 (1)
Kötött talajú sztyeprétek (löss, agyag, nem köves lejtőhordalék, tufák)	H5a	1.69 (1)

*: A J5 és a H4 élőhelyek esetén a kapott magas érték valószínűleg műtermék (részletesebben ld. a 6.1.3. fejezetben)

- **Nagyon ritka élőhely (b):** Statisztikailag nem mutatható ki a kapcsolat, amely viszonylag gyenge kapcsolatok és/vagy kis mintaelemszám esetén fordulhat elő. Ezek jellemzően szűktűrűsű, erősen specializált, kis potenciális elterjedési területtel rendelkező élőhelyek (pl. *Bromus pannonicus* sziklagyepek – H1, bükkös sziklaerdők – LY3), időben erősen tranziens és emiatt nehezen térképezhető élőhelyeknél (pl. üde természetes pionír iszapnövényzet – I1), illetve az egykor esetleg jelentősebb elterjedési területéről tájhasználati okokból szélsőségesen visszaszorított élőhelyek esetén fordulhat elő (pl. alföldi erdőtípusok – L5, M2, M3, M5).
- **Déli/száraz elterjedési határ közelében lévő élőhely (c):** Magyarország jelenlegi határain belül nem jelenik meg egy olyan éghajlati kapcsolat, amely amúgy kismértékű éghajlatváltozás esetén is jelentős hatást gyakorolhat a vizsgált élőhelyre. Ez azoknak az élőhelyeknek az esetében fordulhat elő, amelyek jelenlegi előfordulásai hazánk „klimatikus terének” a meleg és száraz végében helyezkednek el, így a MÉTA adatbázis már nem rendelkezik információval arról, hogy mi történhet velük az éghajlatváltozás következtében.

Közvetett éghajlatfüggés – a természeti visszacsatolásokon keresztül megvalósuló közvetett éghajlatfüggés. Ez elsősorban olyan esetekben fordulhat elő, amikor az adott élőhely elterjedését egy, az éghajlat elsődleges térbeli mintázatához nem kötődő, de mégis makroklimatikusan erősen meghatározott környezeti tényező szabja meg élettelen természeti visszacsatolásokon keresztül. A legfontosabb példák:

- **Bozóttüzek (d):** A melegedés, szárazodás egyik várható következménye a tüzek gyakoribbá válása, amely elsősorban várhatóan a klimatikus határhelyzetben lévő erdőket sújtja. Az alföldi, alföld-peremi erdők felújulása, fennmaradása a megváltozó diszturbancia-rezsim mellett a talajvíz mélyebbre süllyedése miatt is problémás.
- **Folyami vízjárás (e):** A hidrológiai rezsim átalakulása (ritkábban jelentkező, de akkor annál magasabb, tartós vízborítással járó árvizek) elsősorban a még megmaradt keményfaligetek számára kedvezőtlen.
- **Feláramló mélységi vizek (f):** A kifejezetten a feláramló mélységi vizekhez, forrásokhoz kötődő élőhelyeket (az összes lápi élőhely, és esetenként más vizes élőhelyek is) hátrányosan tudja érinteni a csapadék csökkenése. Ezek az élőhelyek, amíg a létüket biztosító források megvannak, várhatóan nem fogják különösebben észrevenni a hőmérséklet és a csapadék változásait, ha azonban a feláramló vizek vízhozama csökken, és azok részben vagy teljesen elapadnak, akkor rögtön igen sebezhetővé, veszé-

lyezettetetté válnak (akár bármilyen egyéb klimatikus változás nélkül is). Szintén hatással lehetnek a feláramló vizek egy másik, természetvédelmi szempontból kiemelt jelentőségű élőhely-csoportra is: a szikesekre. A szikesek léte egy meghatározott mértékű kontinentalitás megléte mellett (melynek a jelenlegi tendenciák szerint csak fokozódása várható) első látásra nem forog veszélyben. Hosszútávú fennmaradásukhoz viszont megfelelő kémiai tulajdonságokkal rendelkező mélységi vizek folyamatos feláramlására van szükség.

Az egyes éghajlati kapcsolatok (kritériumok) értékelését az adott mechanizmus által okozott várható hatást károssága alapján egy nyolc független szakértőből álló szakértői csoport segítségével végeztem el. A szakértők kiválasztásánál az átfogó terepi ismeretek mellett a MÉTA adatbázis Á-NÉR alapú élőhely-osztályozásának alapos gyakorlati ismerete volt a fő szempont. A szakértők egy részét már az egyes mechanizmusok pontos meghatározásának, illetve az értékelés (pontosítás) menetének a kialakításába is bevontam.

Az értékelés minden egyes élőhely és minden kritérium esetében *ötfokozatú skálán*, két lépésben történt: a szakértők először minden élőhelyhez egyetlen veszélyeztetettségi értéket rendeltek, amelyet velük konzultálva én osztottam szét a különböző mechanizmusok között.¹⁶ Az így kialakult hatás-táblázatot ezek után a közben pontosított hatás-definíciók (a fentebbi felsorolás a-f pontjai) segítségével egy újabb szakértői revízióknak vetettem alá, ahol minden szakértő bármelyik cellába indoklás nélkül új pontszámot javasolhatott.¹⁷ Ez alól egyedül az (a) oszlop értékei voltak kivételek, de viszonylag jól megindokolhatóan műtermékgyanús konkrét esetekben itt is el lehetett térni a modellezett értékektől (ld. 9. táblázat, lábjegyzet). A kritériumonkénti pontozás az M5 mellékletben látható egységes kérdőív-táblázat kitöltésével történt. A veszélyeztetettség végleges értékelése ezeknek a második körben begyűjtött, pontosított szakértői pontszámoknak az alapján történt. Ennek során az egyes hatások várható mértékét az egyes szakértőktől kapott osztályzatok egészre kerekített átlagával jellemeztem. Több szakértő is volt, aki néhány élőhelyet a részletes terepi ismeretek hiánya miatt nem vállalt föl, illetve az egyik szakértő esetében a közvetlen hatásokra adott pontszámokat töröltem, mivel nyilvánvalóvá vált, hogy félreértette a feladatot. Ezekben az esetekben kevesebb adatból számoltam a hatásonkénti átlagot.

Az egyes szakértői osztályzatok hatásonkénti átlagaként előállt mátrix (performance matrix, M6 melléklet) már önmagában is egyfajta döntéshozói értékelésre alkalmas terméknek tekinthető (Dodgson et al. 2009). A használhatóság könnyítése érdekében azonban a mátrix értékeit további

¹⁶ Az ennek eredményeként kialakított élőhely-veszélyeztetettségi táblázat megtalálható a szerző korábbi műveiben (Czúcz et al. 2007_NÉS, 2009_Filho). A szakértői csoport tagjai ekkor Botta-Dukát Zoltán, Bölöni János, Czúcz Bálint, Molnár Zsolt, és Rédei Tamás voltak.

¹⁷ A kibővített szakértői csoport tagjai: Bölöni János, Czúcz Bálint, Deák József Áron, Molnár Csaba, Molnár Zsolt, Rédei Tamás és Somodi Imelda.

aggregációnak vetettem alá. Erre a célra egy egyszerű, maximumszámításokon alapuló, kétlépéses nemkompenzációs (non-compensatory) technikát alkalmaztam:

- Minden élőhely esetében kiszámítottam egy közvetlen (VH_{a-c}) és egy közvetett (VH_{d-f}) veszélyeztetettségi értéket, amelyet a közvetlen (a–c), illetve a közvetett (d–f) hatások maximumaként definiáltam.
- Az élőhelyek országos átlagos veszélyeztetettségének (teljes várható hatás) a jellemzéséhez e két hatás maximumát vettem figyelembe, azzal a kiegészítéssel, hogy amennyiben a két hatás egyenlő és egyaránt legalább közepes mértékű volt, akkor a végleges osztályzatot egygyel megemeltem (10. táblázat).

10. táblázat: Az összesített veszélyeztetettségre (országos átlagos várható hatás, $VH_{össz}$) adott osztályzatnak a kiszámítása a közvetlen (VH_{a-c}) illetve a közvetett (VH_{d-f}) veszélyeztetettségi osztályzatokból

A két osztályzat (VH_{a-c} és VH_{d-f}) közül a nagyobbik	5	5	5	5	5	4	4	4	4	3	3	3	2	2	1
A két osztályzat közül a kisebbik	5	4	3	2	1	4	3	2	1	3	2	1	2	1	1
Az összesített veszélyeztetettség ($VH_{össz}$)	5	5	5	5	5	5	4	4	4	4	3	3	2	2	1

6.2.2. Eredmények és értékelésük

A szakértői csoport által az egyes hatásokra adott osztályzatok átlagai (performance matrix) az M6 mellékletben láthatók, míg az ezek alapján élőhelytípusonként számított összesített várható hatást a 11. táblázatban mutatom be. A számértékek jó összesítést adnak a jelenlegi élőhelyek országos átlagos veszélyeztetettségéről, nem tükrözik azonban az esetleges alkalmazkodási lehetőségeket. Így nem veszik „enyhítő körülményként” figyelembe, ha veszélybe kerülő jelenlegi előfordulások helyett esetleg újabbak lesznek alkalmasak (pl. más élőhelyek korábbi élőhelyén).

Az elemzés egyik tanulsága, hogy az egyes szakértők percepciója az egyes veszélyeztető tényezőkről meglehetősen nagy szórást mutatott. Kimagaslóan nagy volt a vélemények szórása néhány ritka és érintett élőhely esetén (pl. L5 alföldi zárt tölgyesek, C1 meszes talajú láprétek), ugyanakkor voltak olyan élőhelyek is, amelyek meglehetősen egységes megítélés alá estek (pl. A4 lápi hínár, F1a ürmöspuszták, F1b cickórós puszták). Nem volt olyan élőhely, amelyre legalább egy mechanizmus szerint legalább egy szakértő ne adott volna egynél nagyobb veszélyeztetettséget. Az egyes mechanizmusok közül a tűz szerepe (d) váltotta ki a legellentmondásosabb véleményeket, volt aki ezt nem tartotta eléggé éghajlatilag meghatározottnak, míg más az élőhelyek 4/5-énél érzékelhető klimatikus veszélyeztető tényezőknek találta a tüzeket.

Az élőhelyeknek több csoportja is kirajzolódik az eredményekből, amely – valószínűleg nem véletlenül – szoros kapcsolatban van a mechanizmusok meghatározásánál hozott példákkal is. Ilyen viszonylag jól körülhatárolható veszélyeztetettségi csoportokat alkotnak a lápi élőhelyek (pl. A4, B4, D2), ahol az alulról jövő vízutánpótlás (VH_f) mellett olykor a felszíni vízjárás (VH_e) vagy az

areaperemi helyzet (VH_b ill. VH_c) is problémás. E csoporthoz lazábban kötődik számos kevésbé lápi jellegű vizes élőhely is (pl. D34, D5, F2). Hasonlóan jól kirajzolódó csoportot alkotnak az erdősztyepp-erdők (M3, M4, L5), ahol a modellek által ki nem mutatott areaperemi helyzet (VH_b , VH_c) mellett a tüzek jelentenek még általános veszélyt, amelyhez olykor további tényezők is társulnak, mint például a talajvízszint-süllyedés (VH_f) az alföldi zárt tölgyesek esetén. Hasonlóan jól kirajzolódó csoport a hegy és dombvidéki zárt zonális erdők csoportja, amelyre már a modellek is jól kimutatják a veszélyeztetettséget (VH_a).

A korábbi egyfordulós értékeléshez (ld. Czúcz et al. 2007, Czúcz et al. 2009, ill. M5 melléklet) képest 24 élőhely megítélése változott, de a ritka mészkedvelő erdeifenyveseket (N2, amely tűzveszély miatt 1-esből 3-assá lépett elő) leszámítva legfeljebb csak egy fokozattal. Az alaposabb, formalizáltabb mérlegelés hét élőhely (F2, H1, H4, J2, L2x, L5, M4, M5) esetében hozta a veszélyeztetettség mérséklődését, és 15 olyan élőhely is kapott besorolást, amelyek az előző konszenzus alapján még nem tűntek veszélyeztetettnek (B5, C1, az összes hínaras, és jó néhány erdőtípus). A mindkét értékelési fordulóban részt vevő szakértők által az első, illetve a második körben adott pontszámok összevetéséből azt tudtam megállapítani, hogy a struktúráltabb, jobban előkészített kérdésfeltevés az összefüggések alaposabb átgondolására, és ezáltal olykor a korábbi értékítélet revíziójára készítette a résztvevőket. Mindezek alapján úgy tűnik, hogy a többkritériumos értékelés (MCA) sérülékenységi elemzések kiegészítő eljárásaként való gyakoribb használata a jövőben ígéretes technika lehet.

A többkritériumos értékelés talán legfontosabb tanulsága azonban az, hogy a szakértői konszenzus szerint sokkal több élőhelyet érint, mint amennyit modellezéssel ki lehetett mutatni (a 60 érintett élőhely közül csak 18 esetében volt $VH_a > 1$). Mindez aláhúzza az elterjedési modellek általánosan elismert és felismert korlátait (pl. HIV, HIV), és kiemeli annak a fontosságát, hogy teljességre törekvő elemzések esetében, ilyen vagy ehhez hasonló módszerekkel, a meglévő szakértői tudást is próbáljuk bevonni az objektív szakpolitikai döntéseket előkészítő elemzésekbe.

11. táblázat: Az éghajlatváltozásnak a hazai természetes és természetközeli élőhelyekre gyakorolt várható hatása (PI) ötfokú skálán értékelve (5: leginkább veszélyeztetett → 1: nem veszélyeztetett), a veszélyeztetettség mechanizmusának megjelölésével. Az élőhelyek felsorolása az Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszert (Á-NÉR, Bölöni et al. 2007) követi, az egyértelműen megfeleltethető élőhelytípusok esetében a Natura 2000 osztályozási rendszer szerinti élőhelykódokat is feltüntettük.

VH _{össz}	Élőhelytípus (MÉTA kód, Natura 2000 kód)
5	Tőzegmohás átmeneti lápok és tőzegmohalápok (C23, 7140) ^{f, b, d} , Csarabosok (E5, 4030) ^{a, b, c} , Mészkerülő bükkösök (K7a, 9110) ^{a, c, d} , Mészkerülő lomelegyes fenyvesek (N13) ^{a, d}
4	Békaliliomos és más lápi hínár (A4, 3160) ^f , Forrásgyepek (C1) ^f , Láprétek (Caricion davallianae) (D1, 7230) ^{f, b, d} , Veres csenkeszes hegyi rétek (E2, 6510) ^{a, c} , Szikes rétek (F2, 1530) ^{a, f} , Nyírlápok, nyíres tőzegmohalápok (J1b, 91D0) ^{f, b, d} , Éger- és kőrislápok, égeres mocsárerdők (J2, 91E0) ^{f, a, d, e} , Gyertyános-kocsányos tölgyesek (K1a, 91F0) ^{a, c, d} , Alföldi zárt kocsányos tölgyesek (L5, 91I0) ^{b, c, d, f} , Nyílt, gyepekkel mozaikos lösztölgyesek (M2, 91I0) ^{b, c, d} , Nyílt, gyepekkel mozaikos sziki tölgyesek (M3, 91I0) ^{b, c, d} , Nyílt, gyepekkel mozaikos homoki tölgyesek (M4, 91I0) ^{d, b, c} , Bükkös sziklaerdők (LY3, 9150) ^{b, d}
3	Nádas úszólápok, lápos, tőzeges nádasok és télisásosok (B1b, 7210) ^{f, d} , Lápi zsombékosok (B4, 7230) ^{f, d} , Kékperjés rétek (D2, 6410) ^f , Patakparti és lápi magaskórósok (D5, 6430) ^{f, a} , Hegy-dombvidéki sovány gyepek és szőrfűgyepek (E34, 6230) ^{c, a} , Zárt sziklagyepek, fajgazdag <i>Bromus pannonicus</i> gyepek (H1, 6190) ^b , Árnyéktűrő nyílt sziklanövényzet (I4) ^a , Fűzlápok, lápcserjések (J1a, 91E0) ^{f, d} , Keményfás ártéri erdők (J6, 91F0) ^{e, d} , Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek (K2, 91G0) ^{a, c, d} , Bükkösök (K5, 9130) ^{a, c, d} , Szurdokerdők (hegyi juharban gazdag, sziklás talajú, üde erdők) (LY1, 9180) ^{b, c, d} , Mészkevelő erdőfenyvesek (N2) ^d
2	Állóvízi sulymos, békalencsés, rucaörömös, tócsagazos hínár (A1) ^e , Tündérrózsás, vízitökös, rencés, kolokános (láptavi) hínár (A23) ^{e, f} , Áramlóvízi, (nagylevelű) békaszőlős, tündérfátylas hínár (A3a, 3150) ^{e, f} , Szikes, víziboglárkás, tófonalas vagy csillárkamoszatos hínár (A5, 1530) ^f , Nem zsombékoló magassásrétek (B5) ^{e, f} , Zsíókás és sziki kákás szikes mocsarak (B6, 1530) ^{d, f} , Mocsár-rétek (D34, 6440) ^{e, f} , Franciaperjés rétek (E1, 6510) ^a , Ürmöspuszták (F1a, 1530) ^f , Kocsordos-őszirózsás sziki magaskórósok, rétsztyepek (F3, 1530) ^{b, f} , Üde mézpázsitos szikfokok (F4, 1530) ^f , Padkás szikesek és szikes tavak iszap- és vakszik növényzete (F5, 1530) ^f , Nyílt homokpusztagyeppek (G1, 2340) ^c , Félszáraz irtásrétek, száraz magaskórósok és erdőssztyeprétek (H4, 6210) ^a , Homoki sztyeprétek (H5b, 6260) ^c , Folyómenti bokorfüzesek (J3, 91E0) ^{d, e} , Sztyepecserjések (M6, 40A0) ^{a, d} , Fűz-nyár ártéri erdők (J4, 91E0) ^e , Égerligetek (J5, 91E0) ^{a, d} , Mészkerülő gyertyános-tölgyesek (K7b, 91G0) ^{c, d} , Mész- és melegkedvelő tölgyesek (L1, 91H0) ^d , Molyhos tölgyes bokorerdők (M1, 91H0) ^d , Cseres-kocsánytalan tölgyesek (L2a, 91M0) ^{a, d} , Cseres-kocsányos tölgyesek (L2b, 91M0) ^d , Hegylábi és dombvidéki elegyes tölgyesek (L2x, 91I0) ^{b, d} , Zárt mészkerülő tölgyesek (L4a) ^{a, d} , Nyílt mészkerülő tölgyesek (L4b) ^d , Homoki borókás-nyárasok (M5, 91N0) ^{c, d} , Törmeléklető-erdők (LY2, 9180) ^d , Tölgyes jellegű sziklaerdők, tetőerdők és egyéb elegyes üde erdők (LY4, 9150) ^d
1	Nem tőzegképző nádasok, gyékényesek és tavikákások (B1a), Harmatkásás, békabuzogányos mocsári-vízparti növényzet (B2), Vízparti virágkákás, csetkákás, vízi hídörös, metyekórós mocsarak (B3), Ártéri és mocsári magaskórósok (D6, 6430), Cickórós puszták (F1b, 1530), Mészkevelő nyílt sziklagyepek (G2, 6190), Nyílt szilikát sziklagyepek (G3, 6190), Felnyíló mészkevelő lejtő és törmelékgyepek (H2, 6190), Lejtőgyepek egyéb kemény alapkőzeten (H3a, 6240), Kötött talajú sztyeprétek (lössz, agyag, nem köves lejtőhordalék, tufák) (H5a, 6240), Üde természetes pionír növényzet (I1, 3130), Lössfalak és szakadópartok növényzete (I2, 6250), Sziklai cserjések (M7, 40A0), Száraz-félszáraz erdő- és cserjés szegélyek (M8, 6210)

a: modellezett közvetlen hatás – b: becsült közvetlen hatás (nagyon ritka élőhely) – c: becsült közvetlen hatás (déli/száraz elterjedési határ közelében) – d: közvetett hatás (bozóttüzek) – e: közvetett hatás (folyami vízjárás) – f: közvetett hatás (feláramló mélységi vizek)

7. Alkalmazkodóképesség

A sérülékenységi elemzések egyik legfontosabb lépése az alkalmazkodóképesség (adaptive capacity) becslése, amely sokszor a legnagyobb bizonytalanságokkal terhelt lépés is egyben (Grothmann & Patt 2005). Az alkalmazkodóképesség fogalma a sérülékenységi elemzések esetében a vizsgált rendszereknek azon képességét írja le, hogy belső átrendeződésekkel képesek mérsékelni a folyamat káros következményeit, a „veszteségeket” (IPCC 2007, 2. táblázat). A korábbiakban (0. és 3. fejezet) említett szempontok alapján veszteségnek a biológiai sokféleség irreverzibilis elvesztését (globális fajkihalások) tekintettem, és alkalmazkodásnak vettem minden olyan folyamat, mechanizmust, amellyel ez elkerülhető. Ebben a fejezetben ezeket a mechanizmusokat próbálom meg kvantitatív és térben explicit módon jellemezni. Erre a célra egy (különösen a komplex társadalmi-gazdasági sérülékenységi elemzések esetén) elterjedten használt megközelítésnek megfelelően egy indikátorrendszert dolgoztam ki, amely a rendszer alkalmazkodási lehetőségeinek elvi modelljére épül (pl. Yohe & Tol 2002, Haddad 2005, Eriksen & Kelly 2006). A rendszer jó megértése a hatékonyan felhasználható (policy-relevant) értékelések készítésének alapfeltétele (Newell et al. 2005). Elemzésem abban is követi a komplex társadalmi-gazdasági elemzések mintáját, hogy az alkalmazkodóképességet egy a jelenben, a rendszer jelen állapota alapján mérhető (becsülhető) tulajdonságnak feltételezi, amely a jövőbeli viselkedést alapján meghatározza (Kelly & Adger 2000, Gallopín 2006). Az általam javasolt indikátorok annak az esélyét kísérlik meg számszerűsíteni, hogy a vizsgált élőhelyeket alkotó fajok elkerülhetik-e a lokális/regionális kipusztulást, és ezáltal mérséklődik-e a genetikai diverzitás éghajlatváltozás által okozott pusztulása.

A következőkben először bemutatom az alkalmazkodóképesség lehetséges mechanizmusainak leírására szolgáló elvi modellt, majd részletesen ismertetem az egyes mechanizmusok számszerűsítésére javasolt indikátorokat. Ezek után bemutatok egy vizsgálatot, amelyben független adatok segítségével tesztelem és optimalizáltam a javasolt indikátorokat, majd végül a dél-dunántúli mintaterületre két élőhelyre mintaszámításokat végzek a segítségükkel.

7.1. Az adaptáció elvi modellje

Az élőhelyek változásai a biodiverzitást elsősorban a fajok sorsán keresztül határozzák meg. Elméleti síkon az élőhelyek eddigiekben megvizsgált potenciális veszélyeztetettsége (a várható hatás), az adott élőhely fajai számára (elsősorban az élőhelyet definiáló domináns illetve karakterfajok számára) megnyilvánuló éghajlati stresszhelyzet erősségét fejezi ki. Amint azt a 6. fejezetben már említettem az élőhelyek kedvező természeti állapota, megfelelő kompozíciós, strukturális és funkcionális diverzitása (Noss 1990, Yachi & Loreau 1999) képes mérsékelni valameddig az éghajlatváltozás következtében kialakuló káros hatásokat. Egy küszöb átlépése után azonban beindulnak a vál-

tozások, és ahhoz, hogy ez ne vezessen a biodiverzitás csökkenésében mérhető veszteségekhez, az lenne szükséges, hogy a fajok képesek legyenek valamilyen módon alkalmazkodni a megváltozó körülményekhez. A biodiverzitás összessége (de nem feltétlenül a szűken definiált lokalitás biodiverzitása) szempontjából a legfontosabb menekülési lehetőséget az jelenti, ha az érintett fajok a megváltozott élettér helyett közelebb vagy távolabb újabb, esetleg frissen megnyíló alkalmas életteret találnak. Ily módon a fajok és ezáltal a biodiverzitás sorsát döntően két további tényező befolyásolja: (1) a fajok mozgási lehetőségei és képessége, (2) a környezet menedék-szolgáltató képessége. Ez a kettősség úgy is kifejezhető, hogy a fajok alapján kétféleképpen tudnak alkalmazkodni az éghajlatváltozás következményeihez:

- (1) vándorlással követik a számukra alkalmas éghajlati zónák globális elmozdulását („**vándorlás-elvű adaptáció**”), illetve
- (2) kedvezőtlené váló körülmények között meghúzódnak alkalmas menedékhelyeken, refugiumokban („**menedék-elvű adaptáció**”),

és azt feltételezzük, hogy alapján a fentebb említett két folyamat az, amely mérsékelni képes az éghajlatváltozás okozta élőhely-átalakulásoknak a biodiverzitás csökkentő hatását. Ehhez jön még hozzá harmadiknak a már említett hatás, amely szerint

- (3) a jobb természeti állapotban lévő élőhely-előfordulások inkább képesek alkalmazkodni az őket érő éghajlati stresszhez („**lokális reziliencia**”).

Ez a kép természetesen csak a valóság egy igen leegyszerűsített modelljét nyújtja, de mivel nagyon korlátozottak a lehetőségeink a folyamatok pontosabb megismerésére, csak abban reménykedhetünk, hogy összességében ez az egyszerű modell is kellőképpen robosztus információt képes szolgáltatni a helyzet objektív értékeléséhez.

A felvázolt három alapvető mechanizmus között természetesen nem lehet éles határokat húzni (pl. távolabbi refugium = rövid vándorlás). Az alkalmazkodóképesség mindhárom formája tulajdonképpen az élő rendszerek strukturáltságának, rendezettségének koordináltságának különböző szinteken, különböző térbeli skálákon való megnyilvánulása. E folyamatok közös jellemzője, hogy mindegyik a belső strukturáltságból fakadó rendezett változatosságot és az ebben rejlő rugalmasságot használja ki, egyfajta belső átrendeződéssel válaszolva a környezet változásaira. A különböző térléptékekhez természetesen különböző időléptékek is kapcsolódnak. Mindezek alapján előrevetíthető, hogy a változások előrehaladtával az egyes alkalmazkodási mechanizmusok „elérhetősége” és szerepe fokozatosan változni fog, és amíg a változások kezdetén az élőhelyek természeti állapotának lesz legnagyobb szerepe az alkalmazkodóképesség kialakításában, a későbbiekben a refugiumok és a vándorlás is egyre nagyobb hangsúlyt fog kapni. A folyamatok más szempontból sem egyenrangúak: míg jelenleg a ritka fajok hazai fennmaradásáért küzdünk, a változások

előrehaladtával a „nagy fajvándorlások korában” már lehet, hogy a ma még közönségesnek számító fajok és élőhelyek megmentése lesz a cél. Ennek ellenére a lehetőségek értékelésénél már most is célszerű figyelembe venni mindhárom alkalmazkodási mechanizmust.

A vándorlás táji, országos és még nagyobb térléptékben az által képes mérsékelni a biodiverzitás csökkenését, ha a változások következtében veszélyeztetetté váló fajok kedvezőbb körülmények közé vándorolva találnak maguknak menedéket, míg helyükre új fajok érkeznek, amelyek talán éppen az eredeti elterjedési területükön váltak veszélyeztetetté. A vándorlásnak természetesen lehetnek negatív vetületei is (távoli területekről behurcolt fajok inváziója), viszont az őshonos fajoknak az eredeti elterjedési területük peremei mentén történő, az éghajlatváltozás követését célzó terjeszkedését természetes folyamatként kell elfogadni (Brooker et al. 2007, Walther et al. 2009). A fajok vándorlási képessége sajnos ma még igen kevésbé ismert, több becslés alapján nem túl nagy, és sajnos a mai, erősen fragmentált, gyomokkal és özönnövényekkel teli tájban sokkal inkább korlátozott, mint korábban bármikor a földtörténeti múlt során (Opdam & Wascher 2004, Skov & Svenning 2004). Másrészt viszont a paleoklimatikus folyamatok azt mutatják, hogy „szükséghelyzetekben” valahogy mégis sokkal gyorsabban tudnak mozogni a fajok. Ebben nagy szerepet kaphatnak a hagyományos terjedési modellekkel nehezen kezelhető, ritka ún. hosszútávú terjedési események (long distance dispersal), amelyek során kis számú propagulum az átlagosnál sokkal távolabbra eljutva „kolonizációs előőrsöket” hozhat létre az amúgy lassabban haladó fő „frontvonal” előtt (Bacles et al. 2006, Botkin et al. 2007). A gyors terjedéshez ezen kívül az is hozzájárulhat, hogy ahogy az éghajlat „lehagyja” az egyes fajok populációit, és azok frontvonala egyre inkább a fajok éghajlati optimumába esik, úgy lesz egyre sikeresebb minden megtelepedési kísérlet, ami a jelenleg tapasztalható viszonylag lassú dinamika jelentős „begyorsulását” eredményezheti (Mustin et al. 2009). Mindezek alapján tehát a spontán (autonóm) migrációval történő alkalmazkodásnak a fajok éghajlatváltozáshoz történő alkalmazkodásában feltétlenül lesz szerepe, de ez a szerep fajtánként és területenként eltérő lesz, az egyes faj képességeinek és a terület átjárhatóságának mértékétől függően.

A refugiumok szerepéről, kialakulásának és fennmaradásának lehetőségeiről még kevesebbet tudunk, de abban biztosak lehetünk, hogy a globális változások helyi ökológiai következményeit a helyi adottságok, és különösen a mikroklima nagymértékben befolyásolja majd (Randin et al. 2009). Az egyik ok, ami miatt a nyers GCM output-okkal számoló modellek jelentősen túlbecslik a fajok elterjedési területének várható csökkenését, az éppen a mikroklimatikus (sőt olykor mezoklimatikus is) refugiumok figyelmen kívül hagyása (Ashcroft et al. 2009, Randin et al. 2009). Az egyes tájak menedéknyújtó képessége egészen eltérő lehet, és nagy mértékben a mikroklima

változatosságától függ.¹⁸ Az hogy a refugiumok meddig tudnak hatékony menedéket szolgáltatni nagyon bizonytalan, és elképzelhető, hogy a változások előrehaladtával bizonyos refugiumok egy-fajta „halálcsapdává” válhatnak a beléjük húzódó fajok számára. Ennek ellenére mind az elmélet, mind pedig a gyakorlati tapasztalat (pl. jégkorszakok) azt mutatja, hogy a refugiumoknak érdemi szerepük lehet a fajok hosszú távú fennmaradásában is. Elviekben ugyanis a stabil populációknak otthont nyújtó refugiumok jelentősen hozzájárulhatnak a fajok lassú, de nem elhanyagolható genetikai alkalmazkodásának sikeréhez is. A gyakorlati tapasztalat pedig a jégkorszakok utáni „újranépesedésben” betöltött szerepükön keresztül igazolja a refugiumok jelentőségét (Stewart & Lister 2001).

A jégkorszakok, mint láthatjuk, az alkalmazkodási séma szempontjából több kulcsfontosságú tanulságot is szolgáltatnak. A fentebbi két alkalmazkodási mechanizmus gyakorlatilag megegyezik azokkal a mechanizmusokkal, amelyek segítségével a fajok a jégkorszakok során elkerülhették a kipusztulást (Pearson 2006, Midgley et al. 2007). Ezt legjobban a jégkorszakok végén végbemenő „újranépesedés” mikéntjéről jelenleg is zajló vita tanulságai igazolják, ahol egyre inkább az tűnik igazoltnak, hogy mind a refugiumoknak, mind a gyors vándorlásnak jelentős szerepe volt a felmelegedő területek kolonizálásában. A tapasztalt gyors kolonizáció csak a két folyamat együtteseként jöhetett létre, és azt hogy mely fajok válhattak mindennek során sikeresekké, kifejezetten a terjedési sebesség (vándorlás) és a kezdeti előnyök (refugiumok) döntötték el (Svenning & Skov 2007). Az új területek visszahódításának a folyamata, tehát bizonyos értelemben tükörképe a várható változásoknak. Ez az a szimmetria, amely egy jól átgondolt vizsgálat keretében majd a fenti két alkalmazkodási mechanizmus indikátorainak tesztelésére is lehetőséget teremt (ld. 7.3. fejezet).

Az előző két alkalmazkodási mechanizmussal szemben a lokális rezilienciának elsősorban a változások kezdeti időszakában lehet szerepe. Külön alkalmazkodóképességi tényezőként való figyelembevételét a jelenlegi elemzés időhorizontja mellett leginkább az indokolja, hogy az élőhelyeket érő különböző terhelések „összeadódnak” (Kovács-Láng et al. 2008). Azaz egy műtrágyázott, felülvetett gyeppel, egy homogén korösszetételű, cserjeszint nélküli erdő, vagy egy minden tavasszal „belvízelvezetett” mocsárrét hamarabb „összeomlik” és elveszti természetes fajainak maradványát is, mint egy természetes, jó állapotban lévő társaság (Grime et al. 2000). Az élővilágnak épp elég nagy kihívás lesz az éghajlatváltozás önmagában is, és az ennek való megfelelést a további káros emberi hatások alapján megnehezítik. A konceptuális modell általam „lokális reziliencia” néven említett komponensével tehát a járulékos negatív tájhasználati hatások mértékét, illetve az eredeti „lokális ellenálló-képességnek” a mindezek dacára megmaradó részét kívánom becsülni.

¹⁸Ha kellő térbeli felbontásban rendelkezünk információval, akkor tulajdonképpen a kitettség részeként lenne a leginkább logikus kezelni a mikroklimatikus hatásokat. Ekkor a mikroklimatikus zugok elérése is tisztán vándorlásként lenne modellezhető. A két alkalmazkodási mechanizmus elkülönített kezelését leginkább az indokolja, hogy a mikroklimatikus hatásokról nem rendelkezünk térben elég finom felbontású információval.

Az alkalmazkodóképesség megítélésénél tudatosan nem számolok néhány biztosan jelen levő, ám a jelenkori éghajlatváltozás sebességéhez mérten várhatóan igen lassú, és nem hatékony alkalmazkodási folyamattal. Az egyes egyedek és populációk szintjén lezajló fiziológiai és fenológiai változások például csak egy viszonylag korlátozott tartományban képesek követni a környezeti hatásokat (Jump & Penuelas 2005). A fenológiai és fiziológiai folyamatoknak a fajok szintjére aggregálódó hatásait viszont korlátozottan ugyan, de figyelembe veszi a séma az elterjedési terület változásain keresztül. A várható gyors felmelegedés nem sok időt hagy az evolúciós alkalmazkodás számára sem, legalábbis a többsejtű élőlények esetében (Gienapp et al. 2008). Emellett az evolúciós alkalmazkodáshoz először is valahogy el kell kerülniük a fajoknak a gyors kipusztulást – vándorlásra vagy refugiumokra van szükség, tehát a genetikai adaptáció várhatóan ugyanazon fajok ugyanazon populációit fogja támogatni ahol már amúgy is működik a vándorlás- vagy a refugium-elvű adaptáció. Ezen túlmenően viszont az evolúciós alkalmazkodás térben és élőhelyenként nem differenciált, tehát várhatóan nem befolyásolja az ország természeti értékeinek a relatív sérülékenységéről a felvázolt konceptuális modell indikátorai alapján kapható képet.

7.2. Az alkalmazkodóképesség indikátorai

A legfontosabb mechanizmusok azonosítása után következő lépésként az azok számszerű jellemzéséhez használható indikátor-rendszert alakítottam ki. Ennek során elsősorban a bemutatott három alkalmazkodási mechanizmus megvalósulási lehetőségeit, és az ezt korlátozó tényezőket tartottam szem előtt. A lokális rezisztencia esetében, amelyet elsősorban az élőhely megfelelő kompozíciós, strukturális és funkcionális diverzitása befolyásol, a legfontosabb korlátozó tényező a tájhasználat intenzitása és az élőhelyfoltok mérete (Noss 1990). A másik két alkalmazkodási mechanizmus közül amíg a vándorlás-elvű adaptáció nagy, átjárható élőhely-hálózatokat igényel, addig a refugium-elvű adaptáció hatékony működése a környező táj lokális/regionális élőhely-diverzitásán múlik. A három mechanizmus jellemzésére három, a szakirodalomban elterjedten használt ökológiai indikátort választottam – ezeket a következő fejezetekben mutatom be.

7.2.1. Lokális reziliencia

Egy élőhelyfoltnak az éghajlatváltozás káros következményeivel szembeni lokális ellenállóképességét leginkább az élőhelyfoltok mérete és természeti állapota befolyásolja. Ez alapján egy olyan indikátort választottam a hatás számszerűsítésére, amely az élőhelyek e két tulajdonságát egyszerre veszi figyelembe: a természeti tőke indexet („natural capital index”, NCI). A természeti tőke index egy nemzetközileg széles körben használt aggregált biodiverzitás indikátor (ten Brink 2000, UNEP 2002), amelynek célja, hogy könnyen értelmezhető, de szakmailag megalapozott értékelést nyújtson az élővilág állapotáról a nagyközönség és a döntéshozók számára. Egy terület NCI-je az azon belül található élőhelyek területének és minőségének szorzatait összegezve kapható meg:

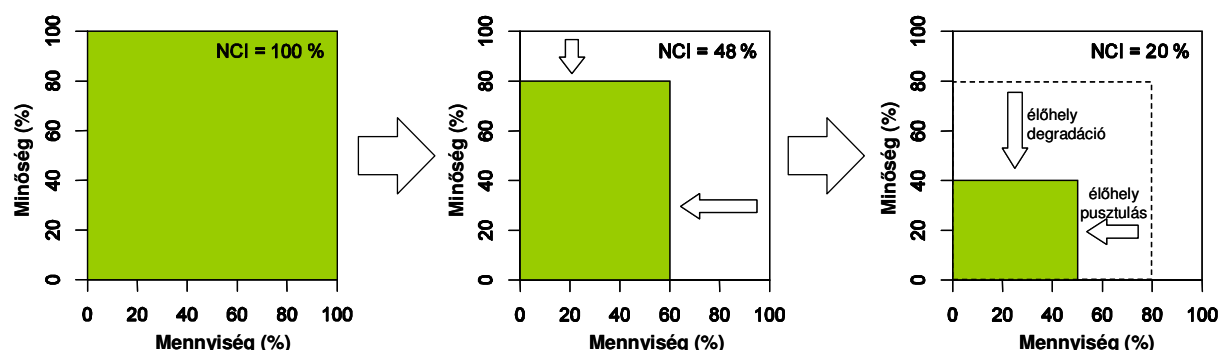
$$NCI = \sum_{i=1}^n q_i a_i, \quad (e10)$$

ahol az egyes élőhelyfoltok területe (a_i) általában a teljes terület százalékában, az élőhelyfoltok minősége (q_i) pedig egy háborítatlan referenciaállapothoz képest szintén százalékban van kifejezve (12. ábra). Ily módon tehát ez az indikátor azt értékeli, hogy arányaiban mennyire maradt még meg a táj felszínét eredetileg benépesítő élővilág természeti állapota. Ehhez az élővilág „relatív jelenlétének” a mértékét a természetes növényzet borítás-arányaival illetve természetességével jellemzi. Az NCI tehát egyszerre érzékeny az élőhelyfoltok méretére és természeti állapotára, sőt burkoltan egy-fajta ekvivalenciát tételez fel a kisebb, de jobb minőségű és a nagyobb, ám degradáltabb élőhelyfoltok biodiverzitás-megtartó képessége között, ami vitatható, de nem feltétlen megalapozatlan feltételezés (Parkes et al. 2003).

Mivel bennünket most a nagyobb területek NCI alapú értékelése helyett az elemi élőhelyfoltok tulajdonságai érdekelnek, így a fenti képlet a következőképpen egyszerűsíthető:

$$N_{ij} = q_{ij} a_{ij}, \quad (e11)$$

ahol a_{ij} a j hatszögben lévő i élőhely területe, q_{ij} pedig a természetessége, amelyet a Czucz et al. (2008) által ajánlott lineáris súlyozás szerint transzformáltam a $[0, 1]$ intervallumba. Ez a természeti tőke index koncepcióján alapuló lokális természeti állapot indikátor annyira minimalista, hogy az eredeti aggregált NCI-től való megkülönböztetés érdekében a folt természeti-érték állapotának vagy röviden csak értékállapot indexnek (N_{ij}) fogom nevezni a továbbiakban. Mivel q_{ij} értéke dimenziótlan ($[0, 1]$ közé skálázott) mennyiség, N_{ij} -t ugyanolyan egységben fogjuk megkapni, mint amiben a foltok területét (a_{ij}) megadtuk. Én a MÉTA hatszögek területét (35 ha) választottam egységnek.



12. ábra: A természeti tőke index (NCI) számításának szemléltetése: egy terület NCI értéke a megmaradt természetes és természetközeli élőhelyek mennyiségének és minőségének (azaz relatív területének és átlagos természetességének) a szorzatával kifejezhető $[0,1]$ intervallumba eső szám. Például, ha egy területen az ott található élőhely(ek) fele elpusztul, és a maradék természetessége is (átlagosan) 40%-ra csökken, akkor az eredeti természeti tőkének már csak 20%-a maradt meg a területen.

7.2.2. Menedék-elvű adaptáció

A táj refugiumképző képességének a becslésére első körben a mikroklimatikus diverzitás tűnik a legalkalmasabbnak (Randin et al. 2009, Ashcroft et al. 2009), azonban ennek figyelembevételére nincsenek még jól kiforrott módszerek egy viszonylag kis magasságkülönbségekkel rendelkező tájban, ahol a számos hőmérsékleti paraméter gyakran negatívan korrelál a magassággal (Harcz & Varga 2009). A környezetüknél hűvösebb nedvesebb mikroklimatikus refugiumok jelenlétére azonban közvetve is következtethetünk, többek között a domborzat, a vízrajzi helyzet vagy akár a természetközeli élőhelyek különböző jellemzői (elsősorban diverzitás) alapján. Egy természetközeli táj esetében a növényzet, az élőhelyek diverzitása különösen alkalmasnak tűnhet a refugiumok jellemzésére, hiszen ugyanazok a lokális tereptulajdonságok, amelyek a múltban létrehozták a mikroklimatikus változatosságot, várhatóan a jövőben is létre fogják azt hozni. Ráadásul ez a szemléletmód a mikroklimatikus változatosságnak éppen az élővilág szempontjából releváns vetületét rögzíti. Számos vizsgálat során bebizonyosodott továbbá, hogy mezőgazdasági tájak biodiverzitás-megtartó képességének az élőhelyek diverzitása a legjobb prediktora (pl. Pino et al. 2000, Weibull et al. 2000, 2003, Luoto et al. 2004). Az élőhely-diverzitás alkalmazkodóképesség-növelő hatásáról is számos példa ismert: a kiskunsági évelő nyílt homokpusztagyepek esetén például megfigyelték, hogy jelentősebb aszályok során a buckák között mozaikoló borókák és nyárfák csoportjai kínálnak menedéket a gyp fajai számára (Kovács-Láng et al. 2006b, vö. Manning et al. 2009). Mindezeket túlmenően azért is érdemes még az élőhelyek egymásmellettségén keresztül közelíteni a táj menedéknyújtó képességét, mert az éghajlatváltozás során csak ott tudnak úgy egymásba alakulni élőhelyek, hogy a fajkészlet legalább az egyik oldalon jó arányban megmarad, ahol mindkét élőhely már eleve megtalálható a tájban. Egy éghajlatilag veszélyeztetett mocsárrét fajai számára egy szomszédos kiszáradó láprét jobb eséllyel tud menedéket nyújtani, mint egy távoli.

Mindezek alapján tehát a táj menedékszolgáltató képességének indikátoraként én az élőhelyek diverzitását vettem figyelembe. Mivel az egyes fajok élőhely-preferenciái ritkán ismertek, illetve a tájat egyszerre sok faj szempontjából kívántam jellemezni, így én az egyes élőhelyek szerepét a diverzitás kialakításában egyenrangúnak vettem. Bár ez az egyszerűsítés szigorú értelemben véve nyilvánvalóan nem teljesül a valóságban (az éghajlatváltozás „irányított” jellegénél fogva a hideg/nedves élőhelyeknek nagyobb szerepük lesz a menedéknyújtásban, mint a meleg/száraz élőhelyeknek), de bízva a kapcsolatok szimmetrikusságában (ha az egyik élőhely „meleg” a másikhoz viszonyítva, akkor a másik viszont „hideg” az egyik számára), és az élőhely-diverzitási indikátorok robusztusságában (pl. Pino et al. 2000, Luoto et al. 2004), ezt az egyszerűsítést megengedhetőnek ítéltam. Feltételeztem viszont, hogy a táj élőhelyfoltjainak mérete (és esetleg természetessége is) befolyásolja a refugiumképző képességet. Összességében tehát azt az egyszerűsítő megközelítést alkalmazom, hogy annál jobb egy élőhely fajainak az esélyei egy közeli refugium megtalálására,

minél többféle és minél nagyobb (és esetleg minél természetesebb) élőhely található a vizsgált élőhelyfolt közvetlen környezetében.

Mindezek alapján az adott táj menedéknyújtó képességének számszerűsítésére a környező táj élőhely-diverzitása nyújt lehetőséget. A diverzitás számszerűsítésére az ökológiai irodalomban elterjedten használt Shannon-féle diverzitási indexet (Shannon 1948) választottam. Ily módon egy terület élőhely-diverzitása a következőképpen határozható meg:

$$D = A \ln A - \sum_i a_i \ln a_i, \quad (e12)$$

ahol a_i az egyes élőhelytípusok (i) területe, míg A vizsgált terület nagysága. A D index monoton növekszik mind az élőhelyek számának, mind azok területének növekedésével¹⁹. Adott számú (n) élőhelytípus jelenléte esetén D értéke akkor maximális ($A \ln n$), ha az egyes élőhelyek egyenlő arányban osztják fel egymás között a vizsgált területet, és akkor minimális (0), ha az egész területet egyetlen élőhely foglalja el.

A Shannon diverzitás képlete meglehetősen kézenfekvő módon adaptálható a MÉTA adatbázis hatszögvilágára, amelyet kellőképpen általános formában így írhatok fel:

$$D_j = A'_j \ln A'_j - \sum_i a'_{ij} \ln a'_{ij}, \quad (e13)$$

ahol D_j a j hatszög adott \hat{j} környezetének (mely lehet maga a hatszög, vagy szomszédos hatszögek csoportja) diverzitási indexe, \hat{i} egy tetszőleges élőhely-osztályozás szerinti élőhelycsoport, $a'_{ij} = \sum_{k \in \hat{j}} \sum_{i \in \hat{i}} a_{ik}$ az \hat{i} élőhelycsoport által elfoglalt terület a vizsgált területen (\hat{j}) belül, és $A'_j = \sum_i a'_{ij}$ a természetes élőhelyek összterülete a vizsgált területen belül. Az egyes \hat{i} élőhelycsoportokat meghatározó élőhely-osztályozás tetszőlegesen definiálható a rendelkezésre álló adatbázis segítségével, és mivel a MÉTA adatbázis elég részletes ebből a szempontból, így az élőhelycsoportok többféle összevonására is lehetőséget ad. Egy további lehetőséget jelent, hogy az egyes foltok mérete mellett azok természetességét is figyelembe vehetjük az index kiszámításánál. Erre elvi alapot az biztosít, hogy a kedvező természeti állapotú élőhelyfoltok várhatóan „minőségibb” refugiumokat tudnak képezni, mint az ugyanolyan méretű degradált foltok. Amennyiben ezzel a feltételezéssel élünk, akkor az egyes élőhelyfoltok területe (a_{ik}) helyett azok értékállapotát (N_{ik}) is alapul lehet venni a diverzitási index kiszámításánál – a számítás egyéb részletei viszont nem változnak.

¹⁹ Shannon eredetileg a $H = -\sum_i \frac{a_i}{A} \ln \frac{a_i}{A}$ képlet szerint definiálja a diverzitás értékét, az általunk használt képlet ennek az objektumok területével vett szorzatát szolgáltatja ($D = A H$).

A diverzitási index értéke, mint az a fenti képletből is látható, a másik két alkalmazkodóképességi indikátorral ellentétben nem függ a vizsgált élőhely típusától, hanem kizárólag csak a vizsgált hatszögtől (és környezetétől), valamint a számítás módjától. Azt, hogy milyen módon (környezet mérete, élőhelycsoportok stb.) érdemes a D indexet számítani, valamint, hogy érdemes-e az élőhelyek természetességét is belevenni a számításokba, a 7.3. fejezetben fogom megvizsgálni.

7.2.3. Vándorlás-elvű adaptáció

A vándorlás-elvű adaptáció lehetőségének becslésére a tájnak az élőhely fajai számára való átjárhatóságát szeretném számszerűsíteni a vizsgált élőhely adott előfordulásainak környezetében. Erre a célra a kvantitatív tájökológia amerikai iskolájának az eszköztárában számos index található (Turner et al. 2001). Ezen tájindexek közös sajátossága, hogy a tájat binárisan, két kategóriára osztva szemlélik: az egyik kategóriát a vizsgált fajok élettereként szóba jöhető „baráti” élőhelyek alkotják (általában ezt egyszerűen „élőhely”-nek nevezik), míg a másik kategóriába a fajok számára lakhatatlan „ellenséges” területek tartoznak, amelyet a tájökológiai szakirodalom „mátrix” néven szokott emlegetni. Ez a modell természetesen jelentős egyszerűsítése a valóságnak, ahol az egyes fajok számára a „tökéletes” és a „teljesen lakhatatlan” között számos átmeneti alkalmasságú terület található. Az is könnyen belátható, hogy ez a megközelítés sokkal jobban használható a karakteres élőhely-igényű specialista fajok leírására, értékelésére, mint a szinte bárhol „megélő” generalista fajok esetében. Mivel a különböző élőhelyek fajai számára más-más élőhelyek számítanak barátinak (Manning et al. 2004), így vizsgált élőhelyenként külön-külön számítások szükségesek a vándorlás-elvű adaptáció tájökológiai alapú értékelésére.

A rendelkezésre álló számos hasonló táj-átjárhatósági / folt-elszigeteltségi indikátor közül a Vos et al. (2001) által javasolt univerzális konnektivitási indexet választottam, amely lényegében Hanski (1994) metapopulációs elméletére épül (lásd még Swihart & Verboom 2003). A formula általános alakban a következőképpen néz ki:

$$C_{ij} = \sum_{k | d_{jk} < d_0} A_k e^{-\alpha d_{jk}}, \quad (e14)$$

ahol C_{ij} a vizsgált élőhelytípus (i) vizsgált foltjának (j) a konnektivitása, A_k a j folthoz d_0 keresési távolságnál közelebb lévő és i -hez hasonló fajkészletű, „baráti” k foltok területe, d_{jk} a j és a k foltok távolsága, és α pedig egy terjedési paraméter, amely a vizsgált élőhely fajainak átlagos terjedési távolságnak felel meg. Ez az eredetileg szabálytalan foltokra megalkotott formula a könnyen a MÉ-TA adatbázissal kompatibilis formába átalakítható:

$$C_{ij} = \sum_{k | d_{jk} < d_0} A_{ik}'' e^{-\alpha d_{jk}}, \quad (e15)$$

ahol j és k immár hatszögeket jelölnek, d_{jk} ezek középpontjainak a távolsága, és $A''_{ik} = \sum_{h \in \hat{i}} a_{hk}$ az

i -hez képest baráti élőhelyek ($h \in \hat{i}$) összterülete a k hatszögön belül. A számításokhoz az egyes élőhelyfoltok területét (a_{ik}) hatszög-egységekben adom meg (ez jelöli ki a C_{ij} index dimenzióját), a távolságokat km-ben mérem, és az α paraméter dimenziója ennek (és az irodalomban használt értékeknek) megfelelően 1/km. Ennél az indikátornál is lehetőség van a foltok értékállapotával (N_{hk}) számolni a területük (a_{hk}) helyett, és számos további „finomhangolási” lehetőség is felmerül (pl. terjedési paraméter, baráti élőhelyek kijelölése), amelyeket szintén a következő fejezetben vizsgálom meg.

7.3. Az indikátorok tesztelése

Mivel az alkalmazkodóképesség fentebb bemutatott elvi modellje és az egyes alkalmazkodási mechanizmusok számszerűsítésére kialakított indikátorok központi helyet töltenek be a felvázolt gondolatmenetben, és hasonló indikátorrendszer alkalmazására eddig nem volt példa a szakirodalomban, ezért érdemes alaposabban megvizsgálni megalapozottságukat és használhatóságukat. Az alábbiakban független adatok segítségével tesztelek kettőt a bemutatott három indikátor közül.

Az indikátorok használhatóságának teszteléséhez egy olyan terepen vizsgálható jelenséget kell találni, amelyet az autonóm adaptációhoz alapjában hasonló folyamatok vezérelnek. A parlagok regenerációja egy ilyen jelenség, amelynek során épp úgy fajok mozognak a tájban, mint az éghajlatváltozáshoz való autonóm alkalmazkodás során. A regeneráció sikerét meghatározó mechanizmusok is azonosak: ahhoz hogy az eredeti élőhelynek megfelelő fajok visszatáljanak a regenerálódó parlagra, azoknak vagy közeli refugiumokból kell visszatérniük, vagy pedig távolabbról kell érkezniük egy átjárható tájban. Ez alapján azt mondhatjuk, hogy ugyanazokban a tájakban működik majd jól a vándorlás-, illetve menedék-elvű adaptáció, ahol a parlagregeneráció is sikeresnek tekinthető. A parlagregeneráció sikere azonban már jelenleg is mérhető, és ezáltal a fenti három alkalmazkodóképességi indikátor közül kettő közvetetten tesztelhetővé válik. A harmadik indikátor, az élőhely lokális rezilienciája természetesen nem tesztelhető ezzel a módszerrel, de mivel a lokális diverzitás és a közösségek stabilitásának, rezilienciájának kapcsolata viszonylag intenzívebben kutatott téma (pl. Yachi & Loreau 1999, Loreau et al. 2002, Hooper et al. 2005), ezért ez talán kevésbé probléma.

Az e fejezetben bemutatott vizsgálat során tehát a céloom két indikátor, a vándorlás-elvű adaptáció táji lehetőségeinek indikálására szolgáló konnektivitási index, és a refugium-elvű adaptáció táji lehetőségeinek indikálására szolgáló diverzitási index alkalmazhatóságának vizsgálata. Az elsődleges cél az indexek hatékonyságának tesztelése, de ezzel kapcsolatban számos további tudományosan érdekes rész kérdés is felmerül, amelyek párhuzamos vizsgálatára a jelen elemzés lehetőséget

biztosít (sőt e mellékkérdések némelyikének vizsgálata tulajdonképpen a fő kérdés szempontjából is megkerülhetetlen). Mindezek figyelembevételével tehát a következőképpen sorolhatók fel ezen vizsgálat célkitűzései:

- (1) a konnektivitási és diverzitási indexek hasznosságának tesztelése független terepi adatok segítségével,
- (2) a két index számítási módjának optimalizálása a MÉTA adatbázisra,
- (3) a két index használhatóságának vizsgálata csökkenő adatellátottság (csökkentett térbeli és tematikus felbontás) esetén, és
- (4) a vizsgált folyamat (parlagregeneráció) során jellemző fajok terjedőképességének értékelése.

A (3) célkitűzés a módszertan általánosíthatóságát hivatott tisztázni. Ez azért központi jelentőségű kérdés, mert a világnak egyelőre csak kevés részén állnak rendelkezésre a MÉTA adatbázishoz hasonló részletességű adatforrások, viszont egyszerűbb, felszínborítási és tájhasználati adatbázisok már sokfelé rendelkezésre állnak (pl. Bossard et al. 2000, Hansen et al. 2000). Érdemes hát megvizsgálni, hogy vajon a kisebb térbeli és tematikus felbontású adatbázisok mennyire alkalmasak használható érzékenységi indikátorok képzésére.

7.3.1. Anyag

A parlagregenerációs adatok egy, a MÉTA adatbázistól teljesen független forrásból, a KISKUN LTSEK mintaterület-hálózatából származik (Rédei et al. 2008). E munka során 161 közelmúltban felhagyott szántóterületen készültek 20 × 20 m-es cönológia felvételek 2007 és 2008 nyarán.. A vizsgált parlagok a Kiskun LTSEK hálózat 16 db 25 km²-es mintaterületén helyezkednek el, amelyek közel egyenletesen oszlanak el a Kiskunság teljes területén (Rédei et al 2008). Parlagonként egy-egy felvétel készült. A parlagok légifelvételek segítségével három korcsoportba lettek besorolva a felhagyás becsült időpontja alapján (1–7, 8–20 és 21–40 éves parlagok). A parlagok kiválasztási kritériumai a térbeli egyenletesség, illetve a korcsoportok közel egyforma aránya voltak. A regenerációs siker becslésére a homoki élőhelyek jellemző természetes fajainak fajszerkezetét használtam. A jellemző természetes fajok listája (50 faj) további 166 cönológiai felvétel alapján készült, amelyek a Kiskun LTSEK mintaterület-hálózatának természetközeli élőhelyein készültek és a vizes élőhelyek kivételével az összes jellemző természetközeli kiskunsági élőhelyet reprezentálják. Azok a fajok kerültek fel a fajlistára, amelyek a felvételek legalább 6%-ában legalább 1% borítással szerepeltek (ld. M7 melléklet).

Az indikátorok értékeinek számszerűsítéséhez a MÉTA adatbázist használtam fel. Az indikátorok számítása a korábbiakban bemutatott képletek segítségével többféleképpen is megvalósítható. A legfontosabb „szabadsági fokok” a kategóriák pontos tartalmához és lehatárolásához, valamint a térbeli felbontáshoz és küszöbértékekhez kapcsolódnak. Mivel az indikátorrendszer teljesítménye

nagy mértékben függhet a gyakorlati megvalósítás (implementáció) részleteitől, ezért több különböző alternatív lehetőséget is megvizsgáltam, a következő „implementációs dimenziók” mentén:

- **Tematikus felbontás / konnektivitási index (Ct):** A konnektivitási index mögött megbúvó bináris tájmodell (lásd 7.2.3. fejezet) szerint a számításokhoz el kell különíteni a fajok átmeneti élettereként szóba jöhető „baráti” élőhelyek, illetve a fajok számára lakhatatlan „elleneséges” élőhelyek foltjait. Az (1) egyenletben szereplő összegzés kizárólag a „baráti” élőhelyekre történik, így a „baráti” élőhelyek lehatárolása a konnektivitás számításának az egyik legfontosabb implementációs döntése. A lehatárolás „életszerűségét” a felhasznált vegetációs adatbázis tematikus felbontása döntően meghatározhatja. Két különböző felállást vizsgáltam:

magas („H”): a következő élőhelyeket tekintetem fajforrásnak („baráti” élőhelynek) a kiskunsági homoki parlagok számára: D2, D34, F1b, G1, H5a, H5b, L5, M4, M5. Ez a felsorolás azokat az élőhelyeket tartalmazza, amelyek az évelő nyílt homokpusztagyepekkel (G1), a zárt homoki sztyepprétekkel (H5b) vagy a nyárasborókásokkal (M5) szoros kapcsolatban állnak és azokkal jelentősen átfedő fajkészlettel rendelkeznek (Bölöni et al. 2007).

alacsony („L”): minden természetes és természetközeli MÉTA élőhelyet „baráti” élőhelynek tekintetem, azaz itt nincsenek megkülönböztetve a regenerálódó parlagok számára leginkább fajforrásul szolgáló, hasonló fajkészletű élőhelyek, és a fajforrásnak csak részlegesen alkalmas, más típusú (pl. vizes, sziki) illetve degradált élőhelyek.

- **Tematikus felbontás / diverzitási index (Dt):** Egy terület Shannon diverzitásának a (2) egyenlet alapján számított értéke szükségszerűen függ a használt élőhely-osztályozás finomságától, tematikus felbontásától. Kérdés azonban, hogy az index használhatósága is romlik-e a kategóriák számának csökkenésével. Az alábbi felbontási szinteket vizsgáltam:

magas („H”): A MÉTA adatbázis mind a 86 élőhelyét különbözőnek tekintetem.

közepes („M”): Az egyes élőhelyeket 17 nagyobb élőhelycsoportba vontam össze az Á-NÉR alapú betűkód első karaktere alapján (Fekete et al. 1997 szerinti csoportosítás).

alacsony („L”): csak három fő élőhelyosztályt (erdők, gyepek, vizes élőhelyek) különítettem el (a Kiskunságban nagy jelentőségű erdészeti ültetvényeket azonban a MÉTA adatbázissal összhangban továbbra sem tekintetem erdőnek).

- **Térbeli felbontás / mindkét index (Cs, Ds):** Ahhoz, hogy megtudjam, hogy a módszertan mennyire használható a kisebb méretű foltokat elhanyagoló felszínborítási adatbázisokon, három különböző beállítást vizsgáltam:

magas („H”): minden egyes, a MÉTA adatbázisban szereplő élőhelyfoltot figyelembe vettem a számítások során (a minimális foltméret – a MÉTA felmérés protokolljainak megfelelően – ~0,1 ha).

közepes („M”): csak a 0,4 ha-nál nagyobb kiterjedésű foltokat vettem figyelembe, az ennél kisebbeket elhanyagoltam.

alacsony („L”): csak a 25 ha-nál nagyobb kiterjedésű foltokat vettem figyelembe. Ezt a térbeli felbontási szintet csak a konnektivitási index implementációk esetében használtam, a diverzitási indexek esetében ugyanis értelmetlen (konstans 0) index-értékekhez vezetett volna (nem volt olyan parlag, amelynek ~350 illetve ~900 m-es sugarú környezetében több ilyen méretű, de különböző élőhelytípusba tartozó természetes élőhely egyszerre lett volna jelen).

- **Súlyozás / mindkét index (Cw, Dw):** A MÉTA adatbázis a méretük (kiterjedésük) mellett még további attribútumokat is kínál az élőhelyek ökológiai minőségének a megállapítására. A legfontosabb ilyen jellemző a Németh-Seregélyes-féle természetesség (Németh & Seregélyes 1989, Horváth et al. 2008). Az indexek számítására szolgáló képletek az élőhelyek fajforrásként, menedékként vett szerepét alapesetben azok területével (a_{ij}) közelítetik. Ökológiailag érzékenyebb módszer lehet azonban, ha az egyes foltok területe helyett azok természetességgel súlyozott területével, azaz a folt értékállapotával (N_{ij}) számolunk. Feltételezhető, hogy a természetességnek, mint releváns többlet információnak, a figyelembevétele ezeken a pontokon javíthatja az indexek használhatóságát. Ennek vizsgálatára én a következő két lehetőséget vettem figyelembe:

súlyozatlan („U”): közvetlenül az egyes élőhelyfoltok területével (a_{ij}) számoltam az (e13) és (e15) képletekben.

természetességgel súlyozott („W”): a foltok területe helyett azok értékállapotával (N_{ij} , 7.2.1. fejezet) számoltam.

- **Karakterisztikus távolság / konnektivitási index (Cd):** A konnektivitási index képletében (e15 egyenlet) közvetlenül szereplő terjedési paraméter (α) három lehetséges értékét vizsgáltam meg:

$\alpha = 5 \text{ km}^{-1}$ (“1”): ez az érték egy viszonylag lassan, nehézkesen terjedő faj szempontjából írja le a tájat. Egy homogén teszt-tájban (szabályos rácson elhelyezkedő, tetszőleges, de egymással teljesen megegyező élőhelyek alkotta tájban) az index egy tetszőleges foltban vett értékének 80%-a (a 0,1 és 0,9. percentilisek közötti része) a középponttól 106–778 m közötti távolságban lévő foltok hozzájárulásaként keletkezik. A „hatótávolság” (=

„terjedési” távolság, az index értékéhez való hozzájárulások) mediánja 336 m, amely az $\alpha = 5 \text{ km}^{-1}$ -hez tartozó karakterisztikus távolságként is felfogható.

$\alpha = 1,67 \text{ km}^{-1}$ („2”): ez az érték a közepes terjedőképességű fajok viselkedését modellezi, a karakterisztikus távolság 1000 m (320-2300 m).

$\alpha = 0,5 \text{ km}^{-1}$ („3”): ez az érték a jó terjedőképességű fajok viselkedését modellezi, a karakterisztikus távolság 3400 m (1100-7800 m).

Az (e15) egyenletben szereplő keresési távolság (D_0) értékét a terjedési paraméter (α) függvényében határoztam meg, a következő képlettel: $D_0 = 6.64 \cdot \alpha^{-1}$. Ily módon a keresési távolságon belüli foltok egy homogén teszt-tájban az index értékének 99%-át adnák.

- **Karakterisztikus távolság / diverzitási index (Dd):** A diverzitási index értékét jelentősen befolyásolja, hogy mekkora területre (a vizsgált parlag mekkora környezetére) számoljuk ki az élőhelyek Shannon diverzitását. A MÉTA adatbázis adottságainak megfelelően két különböző esetet vizsgáltam:

hatszög-szintű („1”): A diverzitási index értéke az adott parlag-felvétel helyét tartalmazó MÉTA hatszögre számítottam ki (35 ha-os terület, a hatszögműközpont ~350 m-es sugarú környezete).

rozetta-szintű („2”): A diverzitási index értéke a parlagot tartalmazó rácscella, valamint az azzal szomszédos hat további cella által alkotott „rozettára” lett számszerűsítve (a hét hatszög területe együtt 245 ha, amelyek együtt közelítőleg egy ~900 m sugarú körnek felelnek meg).

A fentebbi felsorolásban feltüntettem az egyes dimenziók mentén vizsgált szinteket is (a kritikusabbnak ítélt esetekben 3-3 máskor 2-2 szintet vizsgáltam). A számításokat az implementációs dimenziók vizsgált szintjeinek minden lehetséges kombinációjára elvégeztem, így módon minden egyes parlagra 36-36 konnektivitási és diverzitási értéket kaptam. Az egyes index-implementációkat a következőképpen láttam el hat karakteres megkülönböztető jelöléssel: „C_[Ct][Cs][Cw][Cd]” a konnektivitási, illetve „D_[Dt][Ds][Dw][Dd]” a diverzitási indexek esetén, ahol a [...] az adott dimenzió mentén felvett szint betűjelét jelenti. Azaz, például C_LMU1-nek neveztem azt a konnektivitási index implementációt, amely alacsony tematikus (Ct = „L”) és közepes térbeli felbontás (Cs = „M”) mellett súlyozatlan területekre (Cw = „U”) és $\alpha = 5$ terjedési paraméterrel (Cd = „1”) került kiszámításra. Hasonlóképpen, azt a természetességgel súlyozott (Dw = „W”) diverzitási indexet, amely magas tematikus (Dt = „H”) és térbeli felbontás (Ds = „H”) mellett rozettákra (Dd = „2”) számítottam D_HHW2-nek neveztem.

Az implementációs dimenziók így módon történő kijelölésével ezen alfejezet három fontos célkitűzésének (a 82. oldalon említett (2), (3) és (4) számú célkitűzéseknek) kívánok egyszerre megfele-

lenni. A karakterisztikus távolságok vizsgálata közvetett módon értékeli a Kiskunság száraz gyepi növényfajaira jellemző terjedési távolságokat; ez egy fontos, ám meglehetősen kevésbé ismert tulajdonsága a homoki fajkészletnek (Halassy 2004). Az indikátor-rendszer adatfelbontással szembeni igénytelenségének és általánosíthatóságának a vizsgálatát a következőképpen terveztem meg:

- Az alacsony tematikus felbontás ($C_t = D_t = "L"$), és a közepes térbeli felbontás ($C_s = D_s = "M"$) kombinációja súlyozatlan területekkel számolva ($C_w = D_w = "U"$), megfelel a hazai ~1:50000-es felbontású CORINE Land Cover adatbázis (CLC-50, Büttner et al. 2004) adattartalmának (Ezáltal a C_LMUx és D_LMUx implementációk mind kompatibilisek a CLC-50-nel illetve bármilyen ehhez hasonló adattartalmú és felbontású külföldi adatbázissal.)
- Az alacsony térbeli ($C_s = D_s = "L"$) és tematikus ($C_t = D_t = "L"$) felbontással számolt implementációk nagyrészt megfelelnek a pán-európai CORINE Land Cover adatbázis adattartalmának (CLC-100, Bossard et al. 2000), legalábbis ami a minimális foltméretet illeti. Fontos eltérés azonban, hogy a CLC-100 nem tesz különbséget valódi erdők és erdészeti ültetvények között. Ennek a különbségnek hazánkban (és különösen a Kiskunságban) nagy jelentősége van, mert az erdészeti ültetvények többsége a szántóföldekhez hasonlóan „kultúrsivatagoknak” tekinthetők. Egyrészt ezért, másrészt pedig azért is, mert a MÉTA adatbázis az erdészeti ültetvényekről közvetlenül alig szolgáltat adatokat, az erdészeti ültetvényeket besorolásában nem követtem a CLC-100 tematikáját. Ily módon az általam kapott eredmények (C_LLUX and D_LLUX implementációk) reprodukálásához a CLC-100 kis mértékű finomítására van szükség (pl. erdőleltár adatok segítségével, amelyek elvileg a világ legtöbb országában szintén hozzáférhetők). További probléma, hogy a CLC-100 térbeli felbontásában (>25 ha foltméretek) a Kiskunsági tájban a diverzitási index használhatatlanná válik. (Ez a tény egyáltalán nem zavarja a kérdések föltevését – sőt, azt jelenti, hogy egy részleges válasz már részletesebb vizsgálatok nélkül is tudható: a CLC-100 adatbázis térbeli felbontása nem elegendő egy használható diverzitási indikátor kialakításához.)

7.3.2. Módszerek

A következőkben a tájindexek és a regenerációs sikert leíró változók között kerestem statisztikai összefüggést a célkitűzésekben felvázolt kérdések tisztázására (az indexek hasznossága, az egyes implementációs dimenziók fontossága, és egy optimalizált implementáció kiválasztása). A vizsgálat egymást követő adatfeltáró és hipotézistesztelő lépések sorozatából állt. Minden számítást az R statisztikai környezetben (R Development Core Team 2009) végeztem. Munkám során számos további R kiterjesztő-csomagot és függvényt felhasználtam: a MASS csomag (Venables & Ripley 2002) *glm.nb()* függvényét negatív binomiális általánosított lineáris modellek (generalized linear models, GLM) készítésére, a pscl csomag (Jackman 2009) *odTest()* függvényét a statisztikai túlterjedés

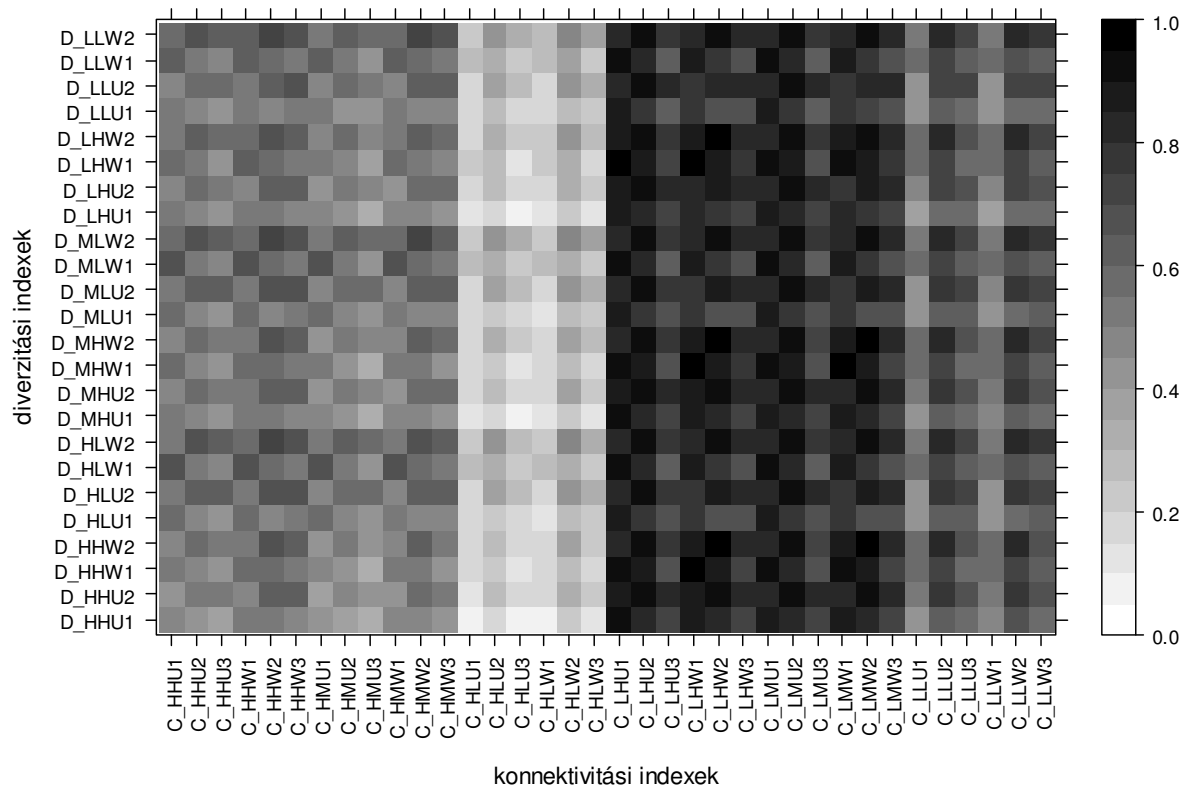
(overdispersion) tesztelésére, a *car* csomag *vif()* függvényét (Fox & Monette 1992) a multikollinearitás detektálásának egyik eszközeként, az *ncf* (Bjornstad 2009) csomagból származó *correlog()* algoritmus egy egyénileg testre szabott verzióját a korrelogrammok számításához és megjelenítéséhez, valamint az *effects* csomagot (Fox 2003) a hatás-diagrammok (effect plots) kirajzolásához.

Adatfeltárás

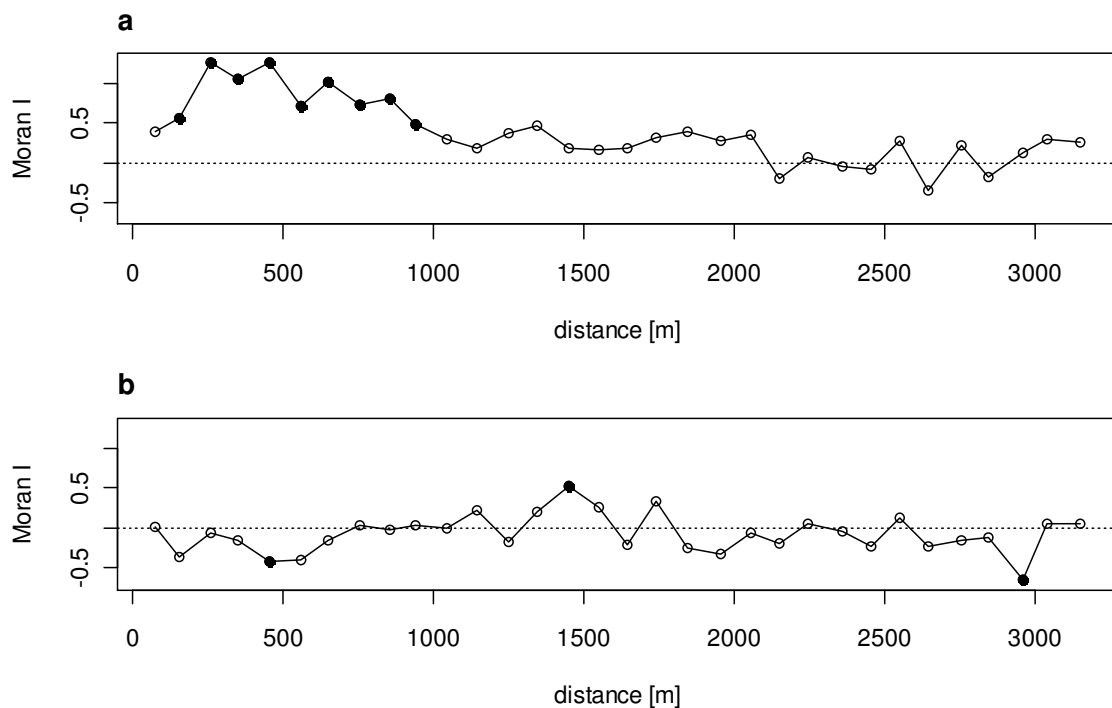
A megfelelő statisztikai módszerek kiválasztása és az eredmények megbízhatóságának fokozása érdekében az elemzést egy körültekintő adatfeltárással indítottam. Elsőként a MÉTA adatbázis adathiányos területeit vizsgáltam meg, mert a közeli adathiányos területek jelenléte jelentősen befolyásolhatja a MÉTA alapján számolt indikátorok (különösen a konnektivitási indexek) értékeit. Azt hogy az egyes parlag-felvételek környezetében milyen mértékű a MÉTA adathiányos területek jelenléte, a következőképpen vizsgáltam: (1) kiszámítottam az adathiányos MÉTA hatszögek számát az egyes parlagok 0,5, 1, 1,5, 2, 2,5, 3, 4, 5, 6, 7, ..., 19, 20 km sugarú környezetében. (2) Kizártam a további vizsgálatokból mindazokat a parlagokat, ahol e környezetek bármelyikében a MÉTA adathiányos területek jelenléte meghaladta a 20%-ot. Ily módon 3 Kiskun LTSER mintaterületről származó összesen 23 parlagfelvétel került kizárássra a további vizsgálatból. Ezeken túlmenően két további parlagot azért hagytam ki, mert a parlaggal közvetlenül szomszédos egyik hatszögben is tartalmaztak adathiányos élőhelyet (az egyik élőhelyfolt kiterjedése hiányzott). Mindezek alapján 136 parlag maradt a további elemzések elvégzésére.

A további adatfeltárást Zuur et al. (2009) iránymutatásai alapján végeztem el. A megmaradt adatpontok között nem találtam feltűnő adathibára utaló kiugró (outlier) értéket sem a specialista fajok száma, sem pedig az egyes indexek tekintetében. Kiindulásképpen egy Poisson GLM modellt illesztettem az adatokra („túltelített” modell: prediktorok az összes index-implementáció és a parlagok kora, válasz a specialista fajsza), amelyet statisztikai túlterjedés (overdispersion) és a nulla értékek száma (excess zeros) szempontjából teszteltem. A kettő közül a túlterjedés bizonyult valódi problémának ($\varphi \approx 2.6\text{--}2.9$), amely alapján a további elemzés fő statisztikai eszközéül a negatív binomiális GLM-eket (nb-GLM) választottam (Venables & Ripley 2002). A prediktorok korreláltságát is megvizsgálva azt kaptam, hogy az egyes konnektivitási és diverzitási indexek páronkénti korrelációi igen jelentős eltéréseket mutattak a különböző implementációk esetén: a gyakorlatilag függetlentől ($r = 0.08$, C_HLU3 és D_HHU1 között) a teljesen korreláltig ($r = 0.96$, C_LHW1 és D_MHW1 között – 13. ábra). A különböző konnektivitási illetve diverzitási indexek csoportjain belüli belső korrelációk természetesen szintén nagyon magasak voltak, de ez nem jelent különösebb problémát, mivel a feltett kérdéseknek megfelelően a vizsgált modellekben mindkét halmazt csak egy-egy implementáció képviseli. A harmadik prediktor, az egyes parlagok becsült kora, gyakorlati-

lag függetlennek bizonyult a két indextől (bármely konnektivitási-diverzitási index párosra a kor változóval alkotott hármas modellben 1.2 alatt maradt a kor változóhoz tartozó általánosított variancianövekedési faktor (generalized variance inflation factor, GVIF – Fox & Monette 1992).



13. ábra: A vizsgált parlagok táji környezetét leíró különböző konnektivitási és diverzitási index implementációk páronkénti korrelációi.



14. ábra: A vizsgált válasz változó (specialisták fajszáma) térbeli autokorreláltsága Moran I korrelogrammokon ábrázolva. a: az eredeti értékekre, b: a reziduálisokra; teli pöttyök: szignifikáns, üres pöttyök: nem szignifikáns értékek.

A prediktorok egymással való korrelációja mellett a válasz változó térbeli autokorrelációjának mértékét is megvizsgáltam. Ehhez korrelogrammokat készítettem a válasz változóra, illetve annak a „túltelített” nb-GLM modellel vett reziduálisaira, amelyeken minden vizsgált távolságintervallumra egy 1000 ismétléses permutációs tesztet is végeztem az autokorreláció statisztikai szignifikanciájának eldöntésére (Legendre & Legendre 1998, 14. ábra). A permutációs tesztek korrelogrammokon ábrázolt eredményei meggyőzően mutatják, hogy a prediktorokban rejlő információ elég a válasz változóban rejlő térbeli autokorreláltság eltávolításához, így nem sérül a GLM-nek a reziduálisok függetlenségére vonatkozó alapfeltevése.

Általános teszt

Mivel ebben a lépésben még nem tudtam, hogy a különböző (de egymással erősen korreláló) implementációk közül melyek bizonyulnak majd végül optimálisnak, így először két a priori választott implementációval végeztem egy általános szignifikancia-tesztet. Erre a célra azt a két implementációt választottam, amelyet a sérülékenységi elemzés alkalmazkodóképességi komponensének illusztrációs számításaihoz a korábbiakban felhasználtam (ld. alább a 7.4.1. fejezetben, illetve Czúcz et al. 2009). Ez a jelenlegi terminológiával a C_HHU3 és a D_HHW1 implementációkat jelenti. Az általános tesztben egy, a két indexet és a parlagok korát tartalmazó nb-GLM modellt ($sp \sim C_HHU3 + D_HHW1 + age$) hasonlítottam össze egy mindössze a kort tartalmazó null modellel ($sp \sim age$), egy valószínűségi arány (likelihood ratio) teszt segítségével (Faraway 2006).

Az implementációs dimenziók fontossága

A következő lépésben egy érzékenységi elemzés²⁰ (sensitivity analysis – Saisana et al. 2005) keretében hasonlítottam össze az egyes implementációs dimenziók fontosságát. Három különálló érzékenységi elemzést végeztem, egyet külön a konnektivitási, egyet a diverzitási indexekre, a harmadikban pedig a lehetséges konnektivitási–diverzitási index-párokat hasonlítottam össze. A különböző indexek (indexpárok) összehasonlítását nb-GLM modellekkel végeztem, és a vizsgált index(pár) „teljesítményét” a hozzá tartozó GLM-ekre számolható Akaike-féle információs kritériummal (AIC, Akaike 1974) mértem. Minden indexhez (indexpárhoz) két-két a vizsgált implementáció(k) mellett a parlagok korát is tartalmazó nb-GLM AIC értékét számítottam ki: egy elsőfokú (interakciók nélküli) modell AIC-jét, és egy másodfokú (a lehetséges páros interakciókat is tartalmazó) modell AIC értékét. Ennek megfelelően a konnektivitási indexekre összesen $2 \times 36 = 72$ AIC értéket, a diverzitási indexekre összesen $2 \times 24 = 48$ AIC értéket, míg az index párok esetén

²⁰ Valamely matematikai modell „érzékenységi elemzés”-ének (sensitivity analysis), mint módszer, semmi köze sincs az érzékenység (sensitivity) szónak a sérülékenységi elemzések során használt jelentéséhez. Az érzékenységi elemzés célja annak megállapítása, hogy a modell kimentében rejlő variancia hogyan osztható fel a bemenetekben rejlő különböző jellegű variancia-források között (Saltelli et al. 2008).

$2 \times 36 \times 24 = 1728$ AIC értéket számítottam ki. (A diverzitási indexek közül azt a 12 implementációt, ahol a térbeli felbontás „alacsony” volt (D_{xLxx}) nem vettem figyelembe, mivel ezek az összes parlag esetén konstans nulla értéket adtak.) Az így kapott AIC táblázatok legkisebb értékei egyben az adott modelltípus esetén optimális (legtöbb információt nyújtó) implementációkat (indexeket, index-párokat) is kijelölik. Annak érdekében, hogy csökkentett adatellátottság (korlátozott térbeli és tematikus felbontás) mellett is ki tudjam értékelni az indikátorok használhatóságát, a C_LMUx és D_LMUx indexek (3×2 indexpár) közül külön is kiválasztottam a legkisebb AIC-vel rendelkező kombinációt, amely körülbelül a CLC-50, vagy egy ahhoz hasonló adattartalmú adatbázis alapján előállítható legjobb modellnek felel meg.

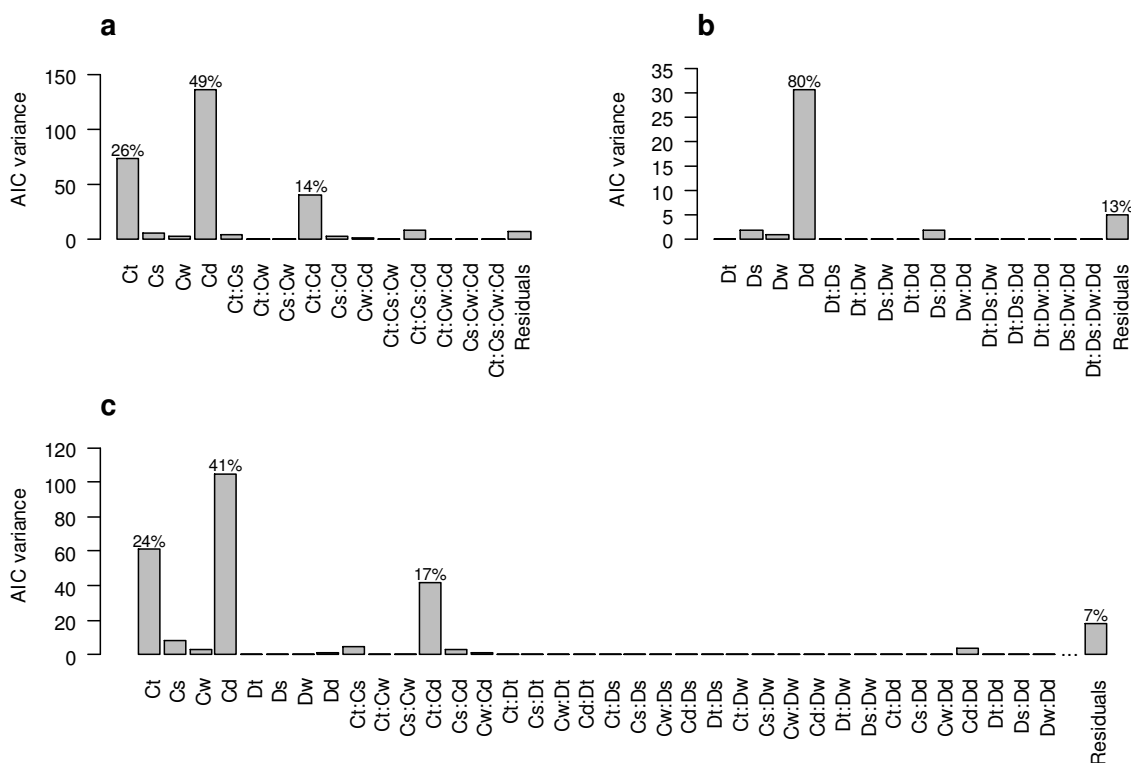
Az egyes implementációs dimenzióknak a modellek AIC-ben mért teljesítményének alakításában betöltött szerepét (súlyát) egy, az AIC értékekre végzett fix faktoros ANOVA vizsgálat variancia-komponensei segítségével elemeztem. Ennek során kezeléseknek az egyes dimenziókat tekintettem (a 7.3.1. részben megadott szintekkel), a két ismétlésben „megmért” válasz változó pedig az elsőfokú és a másodfokú modellekhez kapott AIC értékek voltak. Ez a külön-külön vizsgált konnektivitási illetve diverzitási indexek esetében egy-egy négytényezős, míg az index-párok esetében egy nyolctényezős teljes (full-factorial) ANOVA elemzést jelentett, amelyben minden interakciót (a nyolcadfokút is) figyelembe vettem. Mivel az AIC értékek valószínűségi eloszlása ismeretlen (bár közel normálisnak tűnik), a kapott ANOVA táblázatot nem használtam hipotézisek tesztelésére. Az egyes „kezelések” (= implementációs dimenziók) hatásának valamint jelentőségének értékelésére mindössze az egyes kezelésekhez tartozó együttthatók előjelét és variancia-komponenseket (variance components, Gotelli & Ellison 2004) használtam fel. A minimális AIC értékek kiválasztása kapcsán megnéztem még azt is, hogy az egyes minimumhelyek megegyeznek-e az ANOVA modellek által előrejelzett (becsült) AIC értékek minimumhelyével.

Az optimális modell kiválasztása

Végül, néhány kitüntetett modellkombinációval (pl. az előző lépésben optimálisnak talált modellekkel) megvizsgáltam, hogy minden vizsgált prediktornak és interakciónak van-e szerepe, illetve hogy milyen további interakciók figyelembevételével javítható még esetleg a modell. Azt is megvizsgáltam, hogy a kor (*age*) változó, amely az indikátorrendszer jövőbeli felhasználásai során várhatóan nem lesz ismert, milyen mértékben járul hozzá a modellek sikeréhez. Az optimális modell kiválasztása szintén az AIC értékek segítségével történt, de önellenőrzés és megerősítés (és gyakorlás) céljából valószínűségi arány (likelihood ratio) χ^2 tesztek is végeztem az R *drop1* függvényével (single term deletions).

7.3.3. Eredmények

Az a priori általános teszt arról tanúskodik, hogy a két vizsgált indikátor határozott ($p < 10^{-10}$ szinten szignifikáns) információval rendelkezik a kiskunsági parlagregeneráció sikerességére nézve – tehát az a nullhipotézis, hogy az indexek értékei és a regeneráció sikeressége függetlenek egymástól, nem állja meg a helyét.



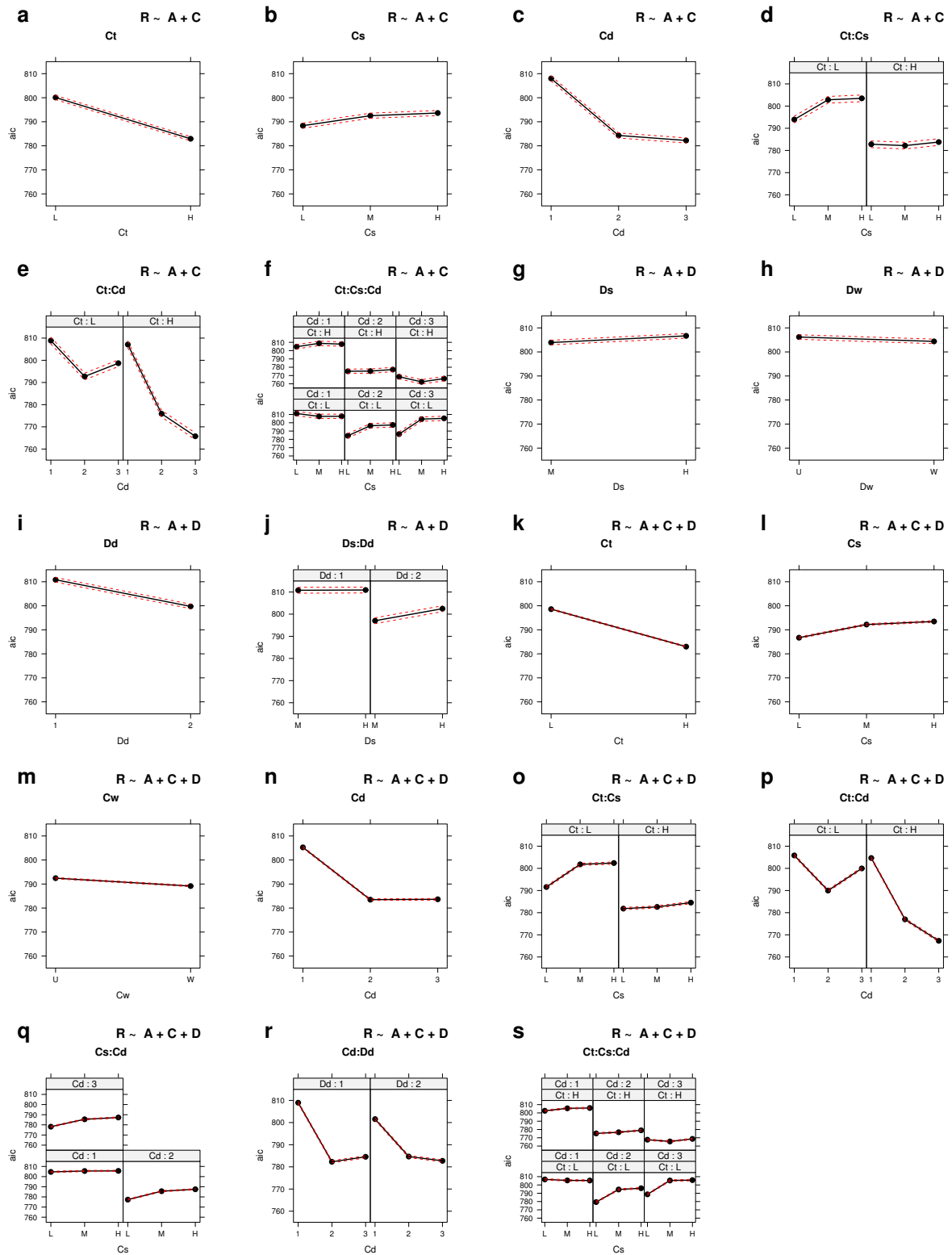
15. ábra: Az egyes beállítási dimenziók fontossága az indexek teljesítménye szempontjából (az egyes modellek AIC-ben mért teljesítményének varianciája komponensekre bontva). a: a konnektivitási index külön vizsgálva; b: a diverzitási index külön vizsgálva, és c: a két index beállítási lehetőségei együtt vizsgálva (az elsőrendű interakciókig, az ennél magasabb interakciók variancia-részesedése csekély, többnyire elhanyagolható).

Az érzékenységi elemzés eredményeit a 15. ábrán mutatom be. A variancia-komponensek az egyes implementációs dimenziók relatív fontosságát mutatják. A konnektivitás esetén a karakterisztikus távolság (Cd), és a tematikus felbontás (Ct) a legfontosabb dimenziók, míg a diverzitási index esetén egyedül a karakterisztikus távolság (Dd) emelkedik ki. Az indexpárok vizsgálata esetén (15.c ábra) a diverzitási indexek keveset számítanak, ugyanis szinte az összes variancia-komponens a konnektivitási index behangolásához kapcsolódik. Ez azonban nem jelenti feltétlenül a diverzitási indexek haszontalanságát, hanem csupán annyit, hogy a konnektivitási indexet nagyságrendekkel jobban „el lehet rontani” a vizsgált implementációs dimenziók állítgatásával. Az értékelhető hatású tagokat és interakciókat (melyekre az összvariancia $> 1\%$ -a jut) a 16. ábrán hatás-digrammok (effect plots, Fox 2003) segítségével mutatom be. Ez alapján általánosságban a következő összefüggések állapíthatók meg: (1) tematikus szempontból (Ct) a magas felbontás a jobb (16.a,k ábra), (2) a térbeliség esetében (Cs, Ds) meglepő módon az alacsonyabb felbontás vezetett némileg erősebb össze-

függéshez (16.b,g ábra), de igazából csak akkor számít ez, ha mindemellett a tematikus felbontás is alacsony és/vagy nagyobb terjedési távolságokkal számolunk (16.d,f,j,o,q,s ábra). A súlyozásnak (C_w , D_w) gyenge, pozitív hatása van (16.h,m ábra), és a karakterisztikus távolságok közül általában a nagyobbak a jobbak (16.c,i,r ábra), kivéve azt az esetet ha összefolynak a természetes és a degradált élőhelyek ($C_t = "L"$), mikor is a közepes karakterisztikus távolság mellett kapjuk a legjobb eredményeket (16.e,p ábra).

Az előbbiekkal nagyjából összhangban vannak a számított, illetve becsült AIC értékek alapján végzett modellszelekció eredményei (ezek általában megegyeztek, és a következőkben csak azt jelzem, ahol nem). Az AIC minimumok alapján a legjobb teljesítményű konnektivitási index a C_H_{MW3} ($AIC = 759,09$), míg a diverzitás indexek közül a D_L_{MW2} ($AIC = 793,43$) nevű bizonyult a legjobbnak, amennyiben a két index-típust külön-külön néztem. Az optimális index-kombináció tökéletes holtversenyben a C_H_{MW3} és a D_M_{MU1} illetve D_H_{MU1} kettőse ($AIC = 756,99$). A holtverseny oka, hogy e két diverzitási index (D_M_{MU1} és D_H_{MU1}) az összes parlag esetében azonos értéket vesz fel, ami azt jelenti, hogy a Kiskunságban ritka, hogy egy számottevő méretű parlagot is tartalmazó viszonylag kis (35 ha) területen több viszonylag nagy méretű (> 4 ha), ámde közelrokon (ugyanabba az Á-NÉR főcsoportba tartozó) élőhely egyszerre forduljon elő. Sok olyan helyzet van, hogy egy parlagot is tartalmazó hatszögben több élőhelyfolt is előfordul, de ekkor ezek vagy különböző főcsoportokba tartoznak, vagy egy részük „méreten aluli”. Az optimális index-kombináció keresése kapcsán e két (ekvivalens) index-pár mellett még a $C_H_{MW3} - D_L_{HU1}$ páros is megemlítendő ($AIC = 758,23$), ugyanis az ANOVA alapján becsült AIC értékek itt voltak a minimálisak. A CLC-50 szintjére lecsökkentett adattartalmú modellek közül pedig a $C_L_{LU2} - D_L_{MU1}$ páros bizonyult a legjobb kombinációnak ($AIC = 777,15$).

A kiválasztott implementációkat tartalmazó modellek finomhangolására (szignifikáns tagok és interakciók keresése) az előző lépés eredményei alapján (vagy valamilyen más okból) kitüntetett index-kombinációkra végeztem vizsgálatot. A következő index-kombinációkat vizsgáltam: (1) a külön-külön legjobbnak bizonyult implementációk kombinációja (C_H_{MW3} és D_L_{MW2}); (2-3) az optimális kombináció címre esélyes három páros közül az első és a vele nem ekvivalens harmadik ($C_H_{MW3} - D_M_{MU1}$ és $C_H_{MW3} - D_L_{HU1}$); (4) a csökkentett adatfelbontás esetén legjobbnak bizonyult kombináció (C_L_{LU2} és D_L_{MU1}); valamint (5) az a priori kiválasztott (7.4.1. fejezet, Czucz et al. 2009) index-pár (C_H_{HU3} és D_H_{HW1}). Az eredmények a 12. táblázatban láthatók. Az elvégzett valószínűségi arány (likelihood ratio) tesztek mind az öt indexpár esetében megerősítették a legjobb modelleket, mivel egyik esetben sem volt olyan tag vagy interakció, amely 95%-os szinten ne lett volna szignifikáns.



16. ábra: A jelentősebb (1%-nál nagyobb variancia komponenssel rendelkező) beállítási dimenziók hatása a parlagregenerációs modellek jóságára, hatás-diagrammokon (effects plots) ábrázolva. A jobban illeszkedő modelleket alacsonyabb AIC értékek jelzik. a-f: csak konnektivitást ($R \sim A + C$), g-j: csak diverzitást ($R \sim A + D$), k-s: konnektivitást és diverzitást egyaránt tartalmazó modellek ($R \sim A + C + D$, ahol: A: a parlagok kora, C: a vizsgált konnektivitási index; D: a vizsgált diverzitási index; R: a válasz változó (specialista fajok száma)).

12. táblázat: Az optimális modellek és a hozzájuk tartozó AIC értékek a legjobbnak bizonyult konnektivitási és diverzitási index implementációk esetén (C: a vizsgált konnektivitási index; D: a vizsgált diverzitási index; cor(C,D): a két index közötti Pearson korreláció, R: a válasz változó (specialista fajok száma), A: a parlagok kora)

	Konnektivitás (C)	Diverzitás (D)	cor(C,D)	Optimális modell a kor változóval	AIC	Optimális modell a kor nélkül	AIC
Külön-külön optimalizált indexek	C_HMW3	D_LMW2	0.65	$R \sim A + C$	757.09	$R \sim C$	798.54
Együttesen optimalizált index kombinációk	C_HMW3	D_MMU1	0.48	$R \sim A + C + D$	755.00	$R \sim C$	798.54
	C_HMW3	D_LHU1	0.43	$R \sim A + C + D + C:D$	754.02	$R \sim C + D + C:D$	795.12
Együttesen optimalizált index kombináció (csökk. adatellátottság)	C_LLU2	D_LMU1	0.62	$R \sim A + C + D + C:D$	772.26	$R \sim C + D + C:D$	816.66
Az a priori kiválasztott implementáció (ld. 7.4.1. fejezet, ill. Czúcz et al. 2009)	C_HHU3	D_HHW1	0.41	$R \sim A + C$	764.51	$R \sim C + D + C:D$	801.37

A null modellhez ($R \sim 1$) tartozó AIC érték: 842.17

7.3.4. Diszkusszió

A kapott eredmények alapján a táji környezet tulajdonságai (konnektivitás és diverzitás) valóban kapcsolatban állnak a parlagok regenerációs képességével a Kiskunságban. Az érzékenységi elemzés eredményei segítséget nyújtanak ezen indikátorok megfelelő, optimalizált kialakításához. A konnektivitási index teljesítményét legjobban a karakterisztikus távolság és a tematikus felbontás határozták meg, míg a diverzitási index esetén kiemelten csak a karakterisztikus távolság számított. A két index együttes elemzéséből kitűnik, hogy a konnektivitási indexek lényegesen nagyobb mértékben képesek jellemezni a parlagregenerációt, mint a diverzitási indexek. A két index-típus információtartalma (a pontos implementációtól függően) többé-kevésbé átfed, és a konnektivitási indexek lényegesen több saját hasznos információt tudnak felmutatni a közös mellett, mint a diverzitásiak. A két indextípus között fellépő változó, de sokszor nagymértékű korreláció ismeretében ez egyáltalán nem meglepő.

Az adatok hozzáférhetőségének és minőségnek az indikátorrendszer teljesítményére gyakorolt hatását ($2 \times$) 3 beállítási dimenzió mentén vizsgáltam: tematikus felbontás (Ct, Dt), térbeli felbontás (Cs, Ds), valamint természetességgel való súlyozás (Cw, Dw). E beállítási lehetőségek közül a Ct szolgáltatta a legnagyobb varianciát az érzékenységi elemzés során, és a Ct = „H” beállítás (mely csak a természetes száraz/mezofil homoki élőhelyeket tekinti effektív fajforrásnak) bizonyult jobbnak. A sokkal lokálisabb környezetet vizsgáló diverzitási indexek szempontjából viszont egyáltalán nem volt jelentős a tematikus felbontás – vélhetően azért nem, mert a parlagok közvetlen környezetében a legtöbb esetben csak kevés és élesen kontrasztos élőhely volt található. A térbeli felbontás hatása meglehetősen ellentmondásos. A nagy térbeli felbontás inkább hátrányos, mint előnyös, különösen akkor, ha a tematikus felbontás is alacsony (Ct = „L”). Ez arra utal, hogy a fragmentális (> 4 ha) leromlott gyeperdőmaradványok (Ct = „L” esetén ezek is benne vannak az összegzésben) ismerete inkább zajt visz a rendszerbe, mint hasznos információt, azaz az ilyen (zömében OA, OB,

OC, RA, RB, RC, RD vagy esetleg BA élőhelykódú) fragmentumok alig járulnak hozzá a parlagregenerációhoz, és vélhetően az éghajlatváltozással szembeni alkalmazkodóképességhez is csak korlátozott lesz a hozzájárulásuk. Mivel azonban az éghajlatváltozás során már nemcsak a mai specialisták, hanem a ma tömeges domináns fajok számára is elkerülhetetlen lesz az alkalmazkodás, így hosszabb távon a jelenleg degradált kis foltok hálózatainak is lehet jelentőségük.

Amennyiben a fajforrásul szolgáló élőhelyek lehatárolása pontos ($C_t = „H”$), akkor a konnektivitási indexek térbeli felbontásának alig van szerepe, és a közepes ($C_s = „M”$) felbontásnál van egy gyenge optimuma. A diverzitási index viszont kifejezetten érzékeny a térbeli felbontás jelentős romlására, olyannyira, hogy a $D_s = „L”$ (legkisebb detektált foltméret > 25 ha) felbontásánál már teljesen használhatatlanná válnak. Ily módon azt mondhatjuk, hogy végül is minkét index esetében valahol középtájt ($C_s = D_s = „M”$) van a térbeli felbontás optimális küszöbe, és talán a CLC-50 adatbázis által is használt 4 ha-os minimális foltméret nincs is messze ettől.

Ily módon azt mondhatjuk, hogy egyes kellőképpen részletes felszínborítási adatbázisok (mint pl. a hazai CLC-50) esetében egyáltalán nem lehetetlen egy ilyen indikátor-rendszer alkalmazása az élővilág autonóm éghajlati alkalmazkodóképességének a becslésére. A kisebb felbontású ismert nemzetközi felszínborítási adatbázisok (mint pl. a pán-európai CORINE), azonban már kiegészítő adatforrások nélkül nem alkalmas erre, és a használhatóvá tételéhez mind a térbeli (a minimális foltméret jelentős csökkentése), mind pedig a tematikus (pl. az erdők és az erdészeti ültetvények következetes megkülönböztetése) felbontás növelése szükséges lehet. Az optimálisnak talált indikátorpár egyike (C_LLU2) gyakorlatilag már egy minimálisan feljavított (erdők és erdészeti ültetvények megkülönböztetése) pán-európai CORINE adatbázis esetében is használható. Ráadásul az erdők és az ültetvények megkülönböztetése nem mindenhol olyan kritikus, mint az én kiskunsági vizsgálati területemen: egy természetközeli erdők által dominált tájban elképzelhető, hogy közvetlenül is használható a CLC-100 az éghajlati alkalmazkodóképességi becslésére. Persze ideálisan ezt minden jelentősebb tájtípusban külön-külön is meg kellene vizsgálni hasonló vizsgálatokkal.

Mind a konnektivitás, mind a diverzitás esetében a legfontosabb paraméternek, amely meghatározta az indexek alkalmazhatóságát, a karakterisztikus távolság (C_d , D_d) bizonyult. Az a tény hogy ez az alapján ökológiai jelentéssel rendelkező paraméter hordozza a legnagyobb varianciát (és nem pedig a másik három, „technikaibb” jellegű paraméter) azt sugallja, hogy a konnektivitási és a diverzitási indexek viszonylag robusztus reprezentációját adják a háttérben rejlő ökológiai folyamatoknak, többé-kevésbé függetlenül attól, hogy éppen milyen technikai beállításokkal kerültek kiszámításra (természetesen csak egy szükséges adat-ellátottsági és adatminőségi minimum megléte esetén).

A diverzitás esetén a karakterisztikus távolság annak a környezetnek a sugarát jelenti, amelyen belül figyelembe veszem az ott lévő foltokat az index számításakor. Amikor külön a diverzitásra optimalizáltam, úgy tűnt, hogy a nagyobb ($\sim 2,5 \text{ km}^2$) környezetre számított diverzitás jobban előrejelzi a regenerációs sikert. Mindkét indikátort figyelembe véve azonban már a lokálisabb ($\sim 0,35 \text{ km}^2$) index verzió a nyerő, tehát úgy tűnik, hogy a közelebbi környezet esetében maximalizálódik a konnektivitástól független információ. Ez az összefüggés az adatfelbontás csökkenésével is megmarad, sőt, itt csak azok a kombinációk maradnak használhatók, amelyeknél a konnektivitás kizárólag a legnagyobb, míg a diverzitás kizárólag az igen közeli foltokat veszi figyelembe. Ráadásul itt az indexeket külön-külön optimalizálva is ugyanerre az eredményre jutottam. Ez számomra az egész vizsgálat háttérében álló elvi modell helyességét erősíti meg, azaz hogy valóban két folyamat van „működésben”, és az egyiknél a távoli nagy foltok számítanak, míg a másik esetben a kisebbek is, de csak a közeli.

A konnektivitási index esetében a karakterisztikus távolság szerepe még jelentősebbnek bizonyult. A távolság is más beállítási paraméterekkel interakcióban fejti ki hatását: alacsony tematikus felbontás ($C_t = „L”$, azaz nincsenek megkülönböztetve a regenerálódó parlagokhoz hasonló fajkészletű élőhelyek a más jellegű vagy degradált élőhelyektől) esetén a közepes terjedési távolságokkal ($C_d = „2”$, $\sim 300\text{--}2500 \text{ m}$ közötti átlagos terjedési távolság), míg magas tematikus felbontás ($C_t = „H”$, elkülönülnek a minőségi fajforrások) esetén már a magas terjedési távolságokkal ($C_d = „3”$, $\sim 1000\text{--}8000 \text{ m}$) számított modellek lettek a legjobbak (16.p ábra). Ez azzal magyarázható, hogy vizsgált parlagok a Kiskun LTSEER táji ablakok elhelyezkedését követve különböző intenzitással művelt homokhátakhoz, egykori buckásokhoz kapcsolódnak. Ahogy a távolság növelésével kiérünk a buckások területéről, hirtelen megnő a fajforrásként kevésbé hasznos „más típusú” élőhelyek aránya, és ez csak a $C_t = „H”$ esetben nem tudja lerontani az index használhatóságát. Ez egyben azt is jelenti, hogy a homoki élőhelyek fajainak az effektív terjedési távolsága (egy körülbelül 10-30 éves időszak alatt) a néhány kilométeres nagyságrendbe esik. Ez más tájak, élőhelyek növényfajaihoz képest viszonylag jelentős terjedőképességnek számít (Honnay et al. 2002). Annak ismeretében azonban, hogy a homoki erdősztyepp területeken a fizikai környezet gyakori és szélsőséges változásai és a természetes zavarások miatt az ott élő fajok az újra és újra felnyíló foltok gyakori rekolonizációjára vannak rákényszerítve (Fekete 1992, Halassy 2004), már nem olyan meglepő a fajok viszonylag jó mozgékonyasága. Az endemizmusokban gazdag száraz meszes homoki élőhelyek (Fekete 1992) fajainak terjedőképessége még kevésbé ismert, így e vizsgálat természetvédelmi szempontból is fontos eredményei, egyben a mechanisztikus fajvándorlási modellek parametrizálásához is hozzájárulhatnak (Thuiller et al. 2008).

7.4. Az alkalmazkodóképesség becslése

Amint azt az előző fejezetben láthattuk, a bemutatott indikátorrendszer alkalmas lehet a természetközeli élővilág éghajlati alkalmazkodóképességének a jellemzésére. Kézenfekvő tehát, hogy a következő lépés egy ilyen elemzés végigvitele a legfontosabb illetve leginkább veszélyeztetettnek bizonyult élőhelyek esetében. Az indikátorok (különösen a konnektivitási index) számítása azonban egy Magyarországnyi területre a MÉTA hatszögháló felbontásában azonban egy kiemelkedően nagy számítási kapacitás igényű feladat, mind a szükséges tárterület, mind a futásidő tekintetében, amely számomra hozzáférhetetlen nagygépes vagy osztott hálózati infrastruktúrát kívánt volna. Így ebben a vizsgálatban mindössze két élőhelyre végeztem próbaszámításokat a már korábban bemutatott dél-dunántúli mintaterületre.

7.4.1. Anyag és módszer

Az indikátorok számításához a MÉTA adatbázis élőhelyi adatai szolgáltatják az adatokat. Az itt bemutatott próbaszámítások során két eltérő elterjedési mintázattal rendelkező jelentős hazai természetes élőhely alkalmazkodóképességi indikátorait vizsgáltam meg. A következő két élőhelyet választottam:

Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek (K2, Natura 2000 kód: 91G0, 91L0 és 9170): Magyarország egyik legjelentősebb zonális erdőtípusa, a szárazodásra kifejezetten érzékeny erős közvetlen éghajlati veszélyeztetettséget mutató élőhely. A hosszan tartó, gyakran ismétlődő aszályos időszakok különösen kedvezőtlenek a domináns állományalkotó fafajuk, a kocsánytalan tölgy fennmaradásának (Raftoyannis & Radoglou 2002, Lebourgeois et al. 2004). Domináns erdei élőhelyként számos ökoszisztéma szolgáltatásban (szénmegkötés és széntárolás, mikroklíma, fa- és vadtermelés, turizmus) jelentős szerepet tölt be, és komplex klímaközösségével jelentős biodiverzitási értéket is képvisel. Ez a hazánk nedvesebb részein (Dunántúl, domb- és hegyvidékek) egykor domináns, meghatározó erdőtípus még ma is nagy egybefüggő foltokat alkot néhány tájegységben (magasabb hegyvidékek, Zselic). Egykori elterjedési területének nagyobb részén azonban ma már csak kisebb, elszigetelt foltjai maradtak fenn.

Mocsárrétek (D34, Natura 2000 kód: 6440, 6510): az éghajlatváltozásra közvetlenül nem, és közvetve is csak közepes mértékben érzékeny élőhely, amelyet elsősorban a 150 éve tartó vízrendezések hoztak kedvezőtlen helyzetbe. E mellett az özönnövények terjedése, térhódítása szempontjából is kiemelten veszélyeztetett élőhelynek számít. Eredeti élővilága igen fajgazdag, jelentős természeti értékeket hordoz, és egyes ökoszisztéma szolgáltatásokban (lefolyás szabályozása, víztisztítás) is jelentős szerepe van. Jó állapotú előfordulásai sajnos ma már kifejezetten ritkák, legtöbb állománya többé-kevésbé degradálódott. Állományainak

jelentős része másodlagos, üde és vizes erdők irtásrétjeként jött létre. Az ország minden részén elterjedt (lokálisan-regionálisan elszigetelt, nagyobb térskálán egyenletesen jelenlévő) élőhely, amely a táj hidrológiai és geomorfológiai adottságait követve gyakran feldúsul és foltokba, folyosókba rendeződik.

A mocsárrétek vizsgálatát viszonylag csekély éghajlat-érzékenységük ellenére azért választottam, mert egy országosan elterjedt és alapjában eltérő elterjedési mintázattal rendelkező második élőhelyet kerestem. A számításokat mindkét élőhely esetében a dél-dunántúli mintaterületre végeztem. Az egyes élőhely-előfordulási rekordokat önálló foltoknak tekintettem, amelyeknek a fizikai helye az adott hatszög középpontjában helyezkedik el, és a területe a rekordhoz tartozó területadattal egyezik meg. A területadatokon kívül még a természetességi adatokat használtam föl, amelyeket Czúcz et al. (2008) által közölt lineáris súlyozás szerint transzformáltam a [0, 1] intervallumba. Az egyes indikátorokat a 7.2. fejezetben bemutatott képletek (e_{11} , e_{13} és e_{15} egyenletek) segítségével a következő „finomhangolási” beállításokkal (implementációs dimenziók, lásd 7.3.1. fejezet) számítottam ki:

- Az **értékállapot indexet** (N_{ij}) az egyes foltok területének és természetességének szorzataként a 7.2.1. fejezetben bemutatott módon számítottam ki.
- A **diverzitási indexet** (D_j) közvetlenül a vizsgált hatszögre ($\hat{j} = \{j\}$, $D_d = „1”$) foltmérettől függetlenül ($D_s = „H”$) az összes folt értékállapotának (N_{ij} , $D_w = „W”$) a Shannon diverzitását számítottam ki, minden MÉTA élőhelytípust külön élőhelycsoportnak tekintetve ($D_t = „H”$). Ez a 7.3.1. fejezetben lefektetett nevezéktan szerint a D_HHW1 jelű index implementációnak felel meg.
- A **konnektivitási index** (C_{ij}) számításánál $\alpha = 5 \text{ km}^{-1}$ -es terjedési paraméterrel ($C_d = „3”$, ~3-4 km-es átlagos terjedési távolság) összegeztem az összes folt (a kis foltok is: $C_s = „H”$) súlyozatlan területét ($C_w = „U”$). A fajok életterületül alkalmas „baráti” élőhelyeknek csak a vizsgált élőhelyekéhez hasonló fajkészletű élőhelyeket tekintettem ($C_t = „H”$, a K2 esetében az E1, E2, H4, J5, J6, K1a, K2, K5, K7a, K7b, LY1, LY2, LY3, LY4, L1, L2a, L4a, L2x, N13 és N2 élőhelyeket, míg a D34 esetében a B1a, B5, D2, D34, D5, D6, E1, J4, J5, J6 és L5 élőhelyeket tekintettem barátinak). Az ily módon számított konnektivitási index a 7.3.1. fejezetben lefektetett nevezéktan szerint egy C_HHU3 jelű index implementációnak felel meg.

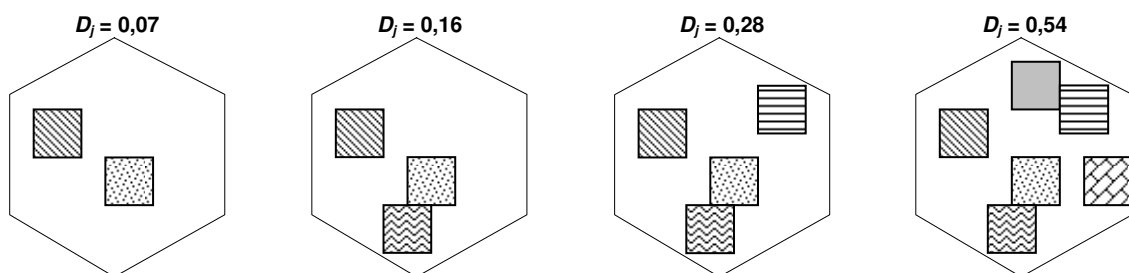
Mint látható, ebben a vizsgálatban nem a korábban optimálisnak meghatározott index implementációk valamelyikét használtam. Ez azért történt így, mert az itt bemutatott próbaszámítások időben megelőzték a konnektivitási és diverzitási indexeknek a 7.3. fejezetben bemutatott finomhangolását és tesztelését. Választásom előzetes szakértői döntésen alapult. Mindazonáltal ez az elő-

zetes (a priori) választás nem sokkal maradt el teljesítményében a legjobb párosoktól, és a legfontosabbnak bizonyult tényező, a karakterisztikus távolságok (C_d és D_d) tekintetében mind a két indexnél sikerült eltalálnom a később legjobbnak bizonyult választást. Ráadásul az optimalizált indexpár kifejezetten a kiskunsági száraz homoki táj növényzetére lett behangolva, ennek megfelelően maximum feltételezni lehet, hogy más tájegységekben, illetve más fajcsoportokat (állatok, gombák) figyelembe véve is ugyanezek (vagy legalábbis hasonlóak) lennének az optimális beállítások. Ennek okán (valamint a számítások hatalmas erőforrásigénye miatt) az optimalizált indexekkel nem ismételt meg még egyszer a számításokat. Azonban amennyiben a jövőben, sor kerül majd egy a jelenlegi próbaszámításoknál szélesebb körű alkalmazkodóképességi elemzésre, azt már valamelyik, a tesztelés során jobbnak bizonyult indexpárossal célszerű elvégezni.

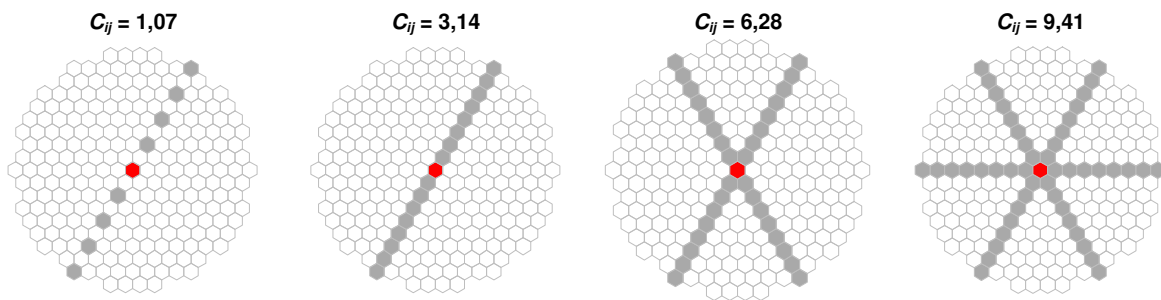
Az indikátorok értékelésének következő komoly gyakorlati nehézsége, hogy nem tudjuk, hogy mi számít soknak és mi kevésnek. Az elmélet alapján ugyan tudhatjuk, hogy az indexek valamilyen (remélhetőleg többé-kevésbé szoros) kapcsolatban állnak a modellezni kívánt mechanizmusokkal, e kapcsolat részleteiről azonban nincsen, nem is lehet ismeretünk. Egy további probléma, hogy a továbblépéshez célszerű valamilyen közös, egymással és a várható hatás vizsgálatának az eredményeivel is összehasonlítható platformra hozni az indikátorszámítás eredményeit.

Mindezek okán célszerű valamilyen egyszerű és összehasonlítható módon beskalázni az indikátorok értékeit. Erre a célra a várható hatás értékelésénél is használt „iskolai” jellegű ötfokozatú ordinális skálát választottam. Az egyes indexek beskalázására a következő módszereket használtam:

- Az **értékállapot index** (N_{ij}) esetében élőhely-típusonként eltérő küszöbszámokat használtam, amelyet az egyes élőhelyekre országosan előforduló értékek 20, 40, 60, és 80%-os percentiliseinél határoztam meg. Az élőhelyenként változó relatív küszöbszámok használata mögött az a megfontolás húzódik meg, hogy számos élőhely még természetes körülmények között is csak aprócska foltokban fordul elő. Ha minden élőhely esetén ugyanazokat a küszöbszámokat használnánk, akkor az eleve kisebb foltmérettel rendelkező élőhelyek alulértékelődnének (így pl. a D34 is a K2-höz képest).



17. ábra: Modelltíjak sorozata a diverzitási index (D_j) küszöbszámainak meghatározásához. Az egyes kis négyzetek különböző kategóriába tartozó, egyenként 0,05 értékállapotú (N_{ij}) élőhelyfoltokat jelenteneke (NCI: természeti tőke index, n: élőhelyek száma, amelyek közt ez megoszlik).



18. ábra: Modelltájak sorozata a konnektivitási index (C_{ij}) küszöbszámainak meghatározásához. Az értékek a középső hatszögre vonatkoznak, a teli hatszögek teljes területükön a vizsgált élőhelyhez (i) hasonló élőhelyet tartalmaznak, míg az üres cellák nem tartalmaznak hasonló élőhelyet.

- A **diverzitási index** (D_j) átskálázásához modelltájakon alapuló abszolút küszöböket használtam. A modelltájak sorozata 2, 3, 4, illetve 6 db, különböző típusú de egyaránt $N_{ij} = 0,05$ értékállapotú élőhelyfoltot tartalmaz (17. ábra). Az ezekre a modell-hatszögekre számított diverzitási (D_j) értékek alkotják az osztáspontokat a valódi tájban előforduló értékek osztályokba sorolásához.
- A **konnektivitási index** (C_{ij}) értékek objektív értékeléséhez is modelltájakat hívtam segítségül. Ezekben az egyszerűség kedvéért csak kétféle hatszög fordul elő: olyan, ami teljes egészében alkalmas élőhely, és olyan, amiből ez teljesen hiányzik, oly módon, hogy az egymásután következő küszöbértékeket leíró modelltájak egyre nagyobb fokú összekötöttséggel, átjárhatósággal rendelkezzenek. A használt modelltájak sorozatát a hozzájuk tartozó konnektivitási értékekkel a 18. ábrán mutatom be.

A tájindexek elvileg bármely pontra kiszámíthatóak lennének, és egy ilyen vizsgálatnak is lehetne jelentősége (pl. területi tervezésnél). Én azonban részben a konnektivitásszámítás erőforrásigényessége miatt, részben a vizsgálat célja (a jelenlegi élőhelyek alkalmazkodási lehetőségei) miatt csak azokra a hatszögekre számítottam ki a tájindexek értékeit, ahol a vizsgált élőhely jelenleg is előfordul.

7.4.2. Eredmények és értékelésük

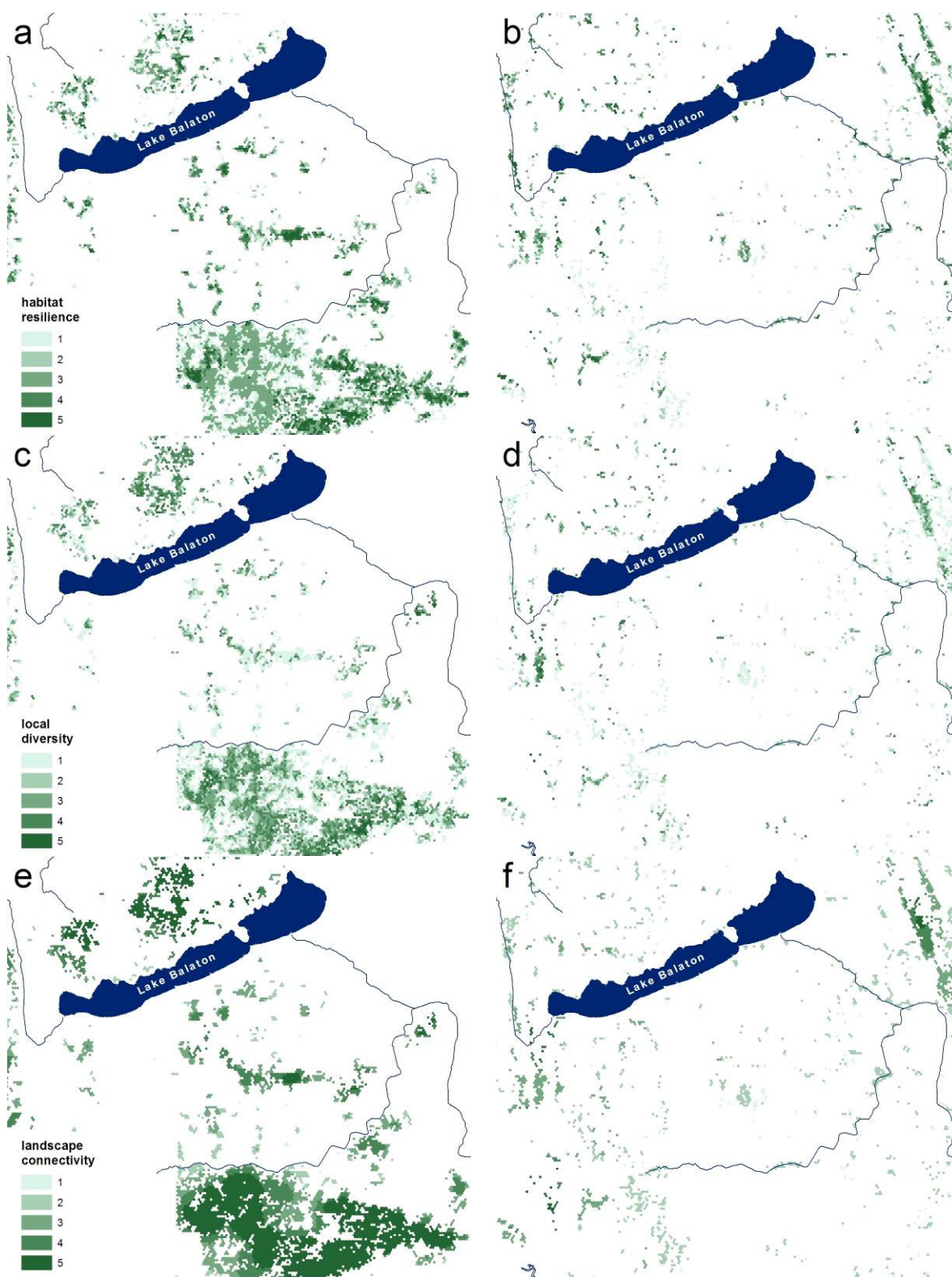
Az egyes tájindexek esetében az ötfokozatú skálára átskálázott eredményeket a 19. ábrán mutatom be. Az ábrák alapján is látható, hogy a három index mindkét élőhely esetén csak mérsékelten korrelált, ennek számszerű ellenőrzésére azonban páronkénti korrelációkat (Kendall-féle rangkorreláció) is számoltam, amelyek értéke 0,18 és (C és D korrelációja a D34 élőhely estén) és 0,33 (C és D korrelációja a K2 élőhely estén) közé esett. Az egyes területek különböző módon viselkednek a három index esetében, bár bizonyos kombinációk (pl. magas diverzitás és alacsony konnektivitás a tölgyesek esetében) szinte sosem fordultak elő. Ilyen módon a három indikátor együttes használata eltérő karakterű és várható viselkedésű tájrészeket különít el a vizsgált területen belül. Különösen figyelemreméltóak a mindhárom szempontból gyengén szereplő területek, amelyek a legkevésbé

képesek alkalmazkodni, és így, amennyiben a kitettség és a várható hatás is megvan hozzá, várhatóan jelentős veszteségeket fognak elszenvedni az éghajlatváltozás következtében. Ilyen csekély alkalmazkodóképességű területek a tölgyesek (K2) esetén pl. a Balaton-felvidék (különösen annak nyugati része) vagy a Zselic peremvidéke. A mocsárrétek (D34) esetében kiemelhető, hogy nagyon sok a gyenge alkalmazkodóképességű terület mindhárom szempontból, és így az „általánosan alkalmazkodóképtelen” mocsárrét-fragmentumok is szinte minden tájban előfordulnak, helyenként tömegesen. Ha az „alacsony alkalmazkodóképesség”-et úgy definiálom, hogy azok az élőhely-előfordulások, amelyek mindhárom index szempontjából a közepes (3-as) alatti osztályzatot kaptak, akkor a tölgyesek 3,6%-a és a mocsárrétek 35%-a²¹ mutat minden szempontból csekély alkalmazkodóképességet a Dél-Dunántúlon.

Szintén érdekes feladat azoknak a területeknek az áttekintése, amelyek mindhárom alkalmazkodóképességi mechanizmus szerint jól tudnak majd alkalmazkodni a változásokhoz. Ebből a szempontból is a gyertyános-kocsánytalan tölgyesek állnak jobban: hogyha hasonlóképpen definiálom a magas alkalmazkodóképességet (mindhárom szempontból közepes feletti alkalmazkodóképesség), akkor a tölgyesek 13%-a, míg a mocsárréteknek mindössze csak 1,6%-a sorolódik ide. Ez utóbbiak zömében a Sárvíz völgyében találhatók, amely a legnagyobb koncentrált mocsárrét-előfordulás a területen, mely ráadásul egy határozott észak-dél irányú vándorlási folyosót is kínál.

Az élőhelyek többsége természetesen valahol a két véglet (az általánosan rossz és az általánosan jó) között helyezkedik el, vegyesen jó és rossz eredményt adva a különböző indikátorok tekintetében. Sok szempontból érdekes lehet külön-külön vagy páronként is megvizsgálni az indikátorok értékeit, hiszen az egyes indexek konkrét önálló információtartalommal is rendelkeznek. Bizonyos vizsgálatoknál lehet, hogy kifejezetten egyik, vagy másik indexre van szükség (pl. tájtervezés, ökológiai hálózatok értékelése, természetvédelmi restauráció stb.), illetve a fent bemutatott kombinációkon kívül mások is érdekesek lehetnek. Sőt akár az éghajlatváltozás kapcsán is értelmes lehet továbbfejleszteni, tovább kísérletezni az indexkombinációkkal. Logikusnak tűnhet pl. az a megfontolás is, hogy egy fajnak / élőhelynek mindegy hogy milyen úton menekül meg, csak az a lényeg, hogy megmeneküljön. Ez alapján tehát a három érték maximuma alapján kellene értékelni az indexkombinációkat (ekkor a tölgyesek 57%-a és a mocsárrétek 14%-a tartozna az 5-ös kategóriába, és további 26, illetve 24%-uk a 4-esbe). És még számos további lehetőség van, amelyek vizsgálata majd egy következő kutatás tárgyát kell képezze.

²¹ Ez úgy lehetséges, hogy az N_{ij} értékek átskálázásánál az országos értékek kvantiliseihez viszonyítottam. Mivel a Dél-Dunántúl mocsárrétjei az országos átlagnál rosszabb természeti állapotban vannak (invázió!), így az itteni előfordulások 55%-a az alsó két kategória valamelyikébe került.



19. ábra: Az alkalmazkodóképesség indikátorai két jelentős élőhely, a gyertyános-kocsánytalan tölgyesek (K2: a, c, e) és a mocsárrétek (D34: b, d, f) esetében a Dél-Dunántúlon, ötfokú ordinális skálán értékelve. a-b: az élőhelyfolt lokális rezilienciája; c-d: a közvetlen környezet élőhely-diverzitása; e-f: a környező táj átjárhatósága az élőhely fajai számára.

8. Sérülékenység

Dolgozatom eddigi részeiben egy teljes sérülékenységi elemzés alapjait fektettem le, és számos részletre kiterjedő tesztekkel, próbaszámításokkal illusztráltam az egyes lépéseket, illetve vizsgáltam meg végrehajthatóságukat. Ezen elemzés utolsó pontjaként a vizsgált rendszer sérülékenységének az értékelésére kerül sor. Egy vizsgált objektum esetében a sérülékenység az alkalmazkodóképesség figyelembevételével vett veszélyeztetettséget jelenti (melyet mindenképpen meg kell különböztetni a várható hatás által kifejezett potenciális veszélyeztetettségtől, amely még nem veszi figyelembe az alkalmazkodóképességet). Ez az általános gyakorlatban egy kompozit indikátort jelent, amely mind a várható hatás (veszélyeztetettség: sérülékenység és kitettség), mind az alkalmazkodóképesség oldaláról felmerült összes információt alkalmas módon kisszámú (lehetőleg egyetlen) csúcs-indikátorba aggregálja (Wolf et al. 2008). Az aggregáció szintjeire, technikájára nincs általános szabály, csakúgy mint ahogy arra sem, hogy hány indikátort érdemes készíteni. Mivel a különböző indikátorok általában más-más skálákon vannak kifejezve, így az aggregációnak is össze kell kapcsolódnia valamilyen standardizálással is (pl. Luers 2005, Metzger et al. 2005). Gyakorlati tapasztalat, hogy az érintettek közössége (stakeholders) sokszor nem tud mit kezdeni az erősen aggregált csúcsindikátorokkal, viszont az egyes rész-indikátorok még értékes információkat szolgáltatnak a számukra (Patt et al. 2005). Másrészt a túl sok indikátornak is vannak veszélyei (Niemeijer & de Groot 2008). Általánosságban a vizsgált rendszerek belső struktúrája, valamint a józan paraszti ész adhatják a legjobb támpontot az információsűritéshez.

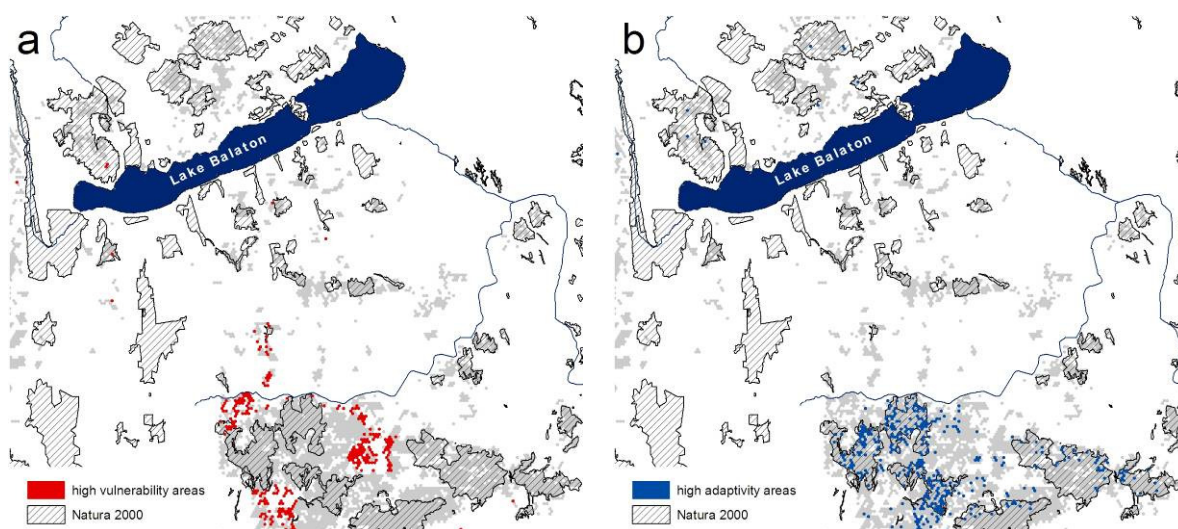
Az én vizsgálataim esetében a rendszer belső struktúrája alapján többszintű információsűrités is elképzelhető. Az élőhelyek önmagukban is egy értelmes, és számos érintett felé releváns kiértékelési egységeket jelentenek. Jól kommunikálható és sokak számára érdekes lehet továbbá egy élőhelyek feletti aggregációs szint is, amely egyfajta általános ökológiai-éghajlati sérülékenységi csúcs-indikátorként szolgálhatna. Azonban még ennél is feljebb lehet menni, és például egy esetleges multiszektoriális nagy átfogó sérülékenységi elemzés keretében egy ilyen ökológiai csúcsindikátor is részét képezhetné egy nagy átfogó nemzeti éghajlati-sérülékenységi indikátornak, amely az egyes helyekhez különböző sérülékenységi szinteket rendel. Én a jelenlegi vizsgálatban lehetőségeim alapján csak az első (élőhelyenkénti) szinten kíséreltem meg az aggregálást. A továbblépéshez további élőhelyek országos szintű vizsgálatára lenne szükség.

Az alkalmazkodóképesség értékelése során megvizsgált két élőhely közül a gyertyános-kocsánytalan tölgyesek (K2) voltak azok, amelyek esetében jelentős, térben modellezhető éghajlati fenyegetés (várható hatás) áll fenn. A gyakorlati alkalmazhatóságot szem előtt tartva két egyszerű bináris sérülékenységi indikátort számítottam ki az élőhely dél-dunántúli előfordulásaira, amelyek több szektor (pl. természetvédelem, erdészet, tájtervezés, turizmus) számára érdekes információt

hordozhatnak. E két indikátor a különösen „reményteli” és a „reménytelen” esetek elkülönítésére törekszik, amely számos sérülékenységi elemzés visszatérő eleme, és alapot nyújthat az alkalmazkodásra szánt források ésszerű elosztására. Azok a területek, ahol a jelentős várható hatás alacsony mértékű alkalmazkodóképességgel találkozik, *kifejezetten sérülékeny*, esetenként akár menthetetlen területeknek tekinthetők. Ezzel szemben több reményre adnak okot azok a területek, ahol a jelentős várható hatás nagyfokú alkalmazkodóképességgel találkozik: ezek *rugalmasan átalakuló*, jól reagáló területek, amelyek például egy jövőbeli monitorozó tevékenységnek lehetnek ígéretes célpontjai. A 20. ábrán ezt a két esetet (kifejezetten sérülékeny, rugalmasan átalakuló) mutatom be a gyertyános-tölgyesek (K2) példáján. A két indikátor számításakor a várható hatást ott tekintettem jelentősnek, ahol 2025-re legalább 20%-kal csökken a K2 élőhely modellezett előfordulási valószínűsége (11.d ábra), míg az alacsony, illetve magas alkalmazkodóképességet az előző fejezetben ismertetteknek megfelelően a mindhárom indikátorban hasonló jellegű értékekkel definiálom.

A kifejezetten sérülékeny és a rugalmasan átalakuló területek elkülönítése számos szempontból is érdekes lehet különböző szektorális politikák szempontjából. A dolog illusztrálására a következőkben kiemelek egyetlen szektort, a természetvédelmet. A sérülékenységi elemzésből származó információk többek között a következő szempontokból járulhatnak hozzá a természetvédelem hatékonyabbá válásához:

- a védett területek jelenlegi rendszerének objektív térbeli értékelése, és prioritások megfogalmazása,
- a lehetséges vándorlási folyosók azonosítása, valamint
- a nehezen tartható vagy tarthatatlan természetvédelmi célok felismerése.



20. ábra: Kifejezetten sérülékeny és rugalmasan átalakuló területek a dél-dunántúli gyertyános-kocsánytalan tölgyesek (K2) esetében, és ezek összevetése a Natura 2000 területekkel. a) kifejezetten sérülékeny területek (jelentős várható hatás, csekély alkalmazkodóképesség); b) rugalmasan átalakuló területek (jelentős várható hatás, jelentős alkalmazkodóképesség)

A természetvédelem jelenlegi gyakorlata és eszköztára általános megítélés szerint kevésbé alkalmas az éghajlatváltozás okozta kihívások kezelésére (Fischlin et al. 2007). A bemutatott példa teljessé tétele érdekében, a 20. ábrán a Natura 2000 hálózat részeként védettség alatt álló területek körvonalait is feltüntettem. Az összevetés azt mutatja, hogy az erősen érintett területek közül a jobb alkalmazkodóképességűek a védett területek belsejében helyezkednek el, míg a veszélyeztetettebb, hátrányosabb helyzetű területek elsősorban azokon kívül találhatók. Ebben az esetben tehát úgy tűnik, hogy már a jelenlegi védelem is összhangban van egyfajta általános „hatékonysági” elvvel (a korlátozott erőforrásoknak a könnyebben védhető értékekre való fókuszálása). Hasonló térképek szisztematikus kiértékelésével, és a természetvédelmi és tájhasználati stratégiákba való beépítésével a hazai természetvédelem éghajlatváltozásra való felkészültsége is jelentősen javítható lenne.

9. Eredmények és konklúziók

9.1. Tudományos és módszertani eredmények

Munkám során az éghajlatváltozási sérülékenységi elemzések világszerte gyakran alkalmazott, és az IPCC által is ajánlott (pl. Carter et al. 1994, 2007) eszközét alkalmaztam az élő természeti környezet éghajlat általi sebezhetőségének számszerűsítésére. Már ez a megközelítés is jelentős újtásnak tekinthető, ugyanis a mai általános gyakorlat szerint az éghajlatváltozás ökológiai hatásait feltáró vizsgálatok rendszerint megállnak az egyszerű hatáselemzések szintjén, és nem rendelkeznek számos olyan elemmel, amelyek a jelenleg elterjedőben lévő teljesebb körű, integráltabb sérülékenységi elemzések szerves részét képezik. Munkámmal példát szolgáltatam arra, hogy a jelenleg divatos korrelatív éghajlati hatáselemzések hogyan terjeszthetők ki megfelelő adatforrások és technikák segítségével viszonylag egyszerűen teljeskörű sérülékenységi elemzéseké. Mivel a természetes élővilág sérülékenysége számos közvetett visszacsatolás révén az egész globális természeti-társadalmi-gazdasági rendszer szempontjából számottevő bizonytalansági tényezőt jelent, így az éghajlatváltozás hatásaival, sérülékenységgel vagy alkalmazkodással foglalkozó elemzések (CCIAV elemzések) módszertani fejlesztésének egyik fő iránya a különböző szakterületek részmodelljeinek fokozatos közelítése, integrációja. Az élővilágnak a szektorokon átívelő nagy természeti-társadalmi-gazdasági sérülékenységi elemzésekbe való jobb integrációja érdekében az itt bemutatott munka határozott előrelépésnek tekinthető.

Munkám második célkitűzése egy átfogó és realisztikus sérülékenységi elemzés készítése a magyarországi természetes élővilág (természetközeli élőhelyek) éghajlati veszélyeztetettségének jellemzésére. Ezt a célkitűzést csak részben sikerült megvalósítanom, ugyanis a modellezett várható hatásnak, valamint az egyik alkalmazkodóképességi indikátornak (a konnektivitási index) a minden élőhelyre és a teljes ország területére történő számszerűsítése meghaladta a rendelkezésemre álló számítási kapacitásokat. Így ezekre az esetekre csak egy körülbelül az ország negyedét lefedő déldunántúli mintaterületre végeztem el a számításokat. Ennek ellenére a mintaszámítások tudták igazolni a módszer használhatóságát, és a módszertan gyakorlatilag bevetésre készen várja, hogy egy nagyobb projekt keretében végre valóban átfogó képet adhasson az ország valamennyi jelentősebb élőhelyéről. Ez pedig éppen a munkám harmadik célkitűzésének teljesülését jelenti.

A bemutatott vizsgálatok során mindvégig a sérülékenységi elemzések irodalmában rendelkezésre álló lehető legjobb gyakorlatot igyekeztem követni. A kitettség számszerűsítéséhez négy különböző éghajlati világmodell (GCM) és három különböző emissziós forgatókönyv (SRES szcenárió) hat lehetséges kombinációját használtam fel, ily módon számszerűsítve az éghajlati rendszer és a társadalmi gazdasági környezet belső folyamataiból fakadó bizonytalanságokat. Az érzé-

kenység és a várható hatások számszerűsítésénél a könnyen modellezhető folyamatok mellett a nehezebben megfogható közvetett hatásokat is figyelembe vettem, amelyhez a lehetséges éghajlati kapcsolatok egy újszerű és operatív keretrendszere nyújtott segítséget. A jól modellezhető közvetlen éghajlati kapcsolatok számszerűsítése egy átgondolt és testreszabott korrelatív modellezési módszertannal (HDM) történt, míg a közvetlenül nem, vagy csak nehezen kimutatható hatásoknak értékelésére szakértői súlyozást használtam. A szakértői értékeléseknek az egzakt számszerű modell-eredményekkel való összehangolásának megvalósítása szintén előremutató eleme a bemutatott elemzésnek. Ennek ellenére, mivel a jelenleg kvalitatívan becsült folyamatok nagy része megfelelő adatok és technikák birtokában elvileg kvantitatívan is modellezhető, a modellezésre kerülő folyamatok köre egy későbbi nagyobb ívű elemzés készítésekor mindenképpen újra végiggondolandó.

A legjelentősebb módszertani újdonságokat a bemutatott elemzésnek az alkalmazkodóképességgel foglalkozó fejezete tartalmazta. Itt több szinten is számottevő eredményeket mutathattam be: először megfogalmaztam egy, a közösségek alkalmazkodási lehetőségeinek értékelésére használható koncepcionális modellt, majd kidolgoztam egy tájökológiai megalapozottságú indikátorrendszert, és végül ezt az indikátorrendszert független terepi adatok segítségével teszteltem és optimalizáltam is. Ez utóbbi teljesen igazolta a kidolgozott indikátorrendszer használhatóságát. Az élővilág autonóm alkalmazkodóképességének indikátorokon alapuló becslése egy sérülékenységi elemzésekben még gyakorlatilag soha nem alkalmazott, új megközelítésnek számít, amelynek nemzetközileg is igen jelentős alkalmazási területei lehetnek. Ez a megközelítés ugyanis sokkal inkább kompatibilis a társadalmi-gazdasági sérülékenységi elemzések gondolatvilágával, mint az ökológiai hatáselemzések esetében az autonóm adaptáció jellemzésére eddig olykor-olykor alkalmazott fajokkénti migrációs modellek rendszere. A széleskörű használhatóság szempontjából kulcsfontosságú még az a tény, hogy az alkalmazkodóképességi indikátorok tesztelése során elvégzett érzékenységvizsgálat tanulságai szerint az eljárásnak nincsenek nehezen teljesíthető adatigényei.

9.1.1. Az új tudományos eredmények rövid összefoglalása (tézisek)

Munkám módszertani megalapozó jellegének megfelelően legfontosabb eredményeim is módszertaniak, melyek nemzetközi érdeklődésre is joggal tarthatnak számot. Mindemellett azonban a hazai természetes élővilágra való gyakorlati alkalmazás is számos értékes eredménnyel járt. Az alábbiakban ennek a kettős struktúrának (módszertani indíttatásokon alapuló „esettanulmányok”) megfelelően vázaltszerűen, pontokba foglalva részletesebben is bemutatom a legfontosabb gyakorlati eredményeket. Az eligazodás megkönnyítésér érdekében az egyes pontok után az eredményt legjobban bemutató ábra, táblázat fejezet vagy függelék számát is közlöm. Emellett a főbb pontok esetén hivatkozok azokra a már megjelent vagy bírálat alatt lévő angol nyelvű lektorált tudományos közleményekre is, amelyek az egyes eredményeket részletesen bemutatják.

- Leskálázott éghajlati forgatókönyvek előállítás a XXI. századra Magyarország térségére négy különböző globális éghajlati modell és három emissziós szcenárió figyelembevételével (6. és 7. táblázatok, Czúcz et al. 2009, Czúcz et al. accepted_b).
 - Korábbi és újabb irodalmi eredményekkel összhangban a leskálázott klímaprojekciók 2050-re éves átlagban 1,7–2,6 °C felmelegedést, a nyári félév csapadéka várhatóan ~10%-kal (0–14%) csökkenni fog, míg a téli félév csapadékösszege kissé növekedhet (az előrejelzések a 3%-os csökkenés és a 9%-os növekedés között szórnak).
 - A nyári csapadékcsökkenés mértéke már 2025-re elérheti a 8%-ot.
 - A XXI. század végére (2085) a felmelegedés elérheti az 5-6 °C-ot, míg a nyári csapadékcsökkenés mértéke akár 25-30% is lehet.
- Kidolgoztam egy eljárást az élőhelyek közvetlen éghajlatfüggésének statisztikus elterjedési modellek segítségével történő kvantitatív értékelésére (6.1. fejezet).
 - A 12 leginkább éghajlatfüggő hazai élőhely azonosítása (a B6, E1, E2, E34, F1b, H4, I4, K1a, K2, K5, L2a és N13 Á-NÉR kódú élőhelyek).
- Potenciális veszélyeztetettség (várható hatás) térképek készítése a legjelentősebb éghajlatfüggést mutató 12 élőhelyre, a teljes országra ~5 km felbontásban (MÉTA kvadrátok) három különböző időhorizontra (2025, 2050 és 2085, M4 melléklet).
 - Az eredmények kvantitatívan is megerősítették azt az általánosan elfogadott feltételezést, hogy a klímazonális erdőtársulások éghajlati veszélyeztetettsége kimagasló. A három legfőbb zonális erdőtípus (K5, K2, L2a) mindegyike esetén az alacsonyabb térszínek peremhelyzetű állományai a legveszélyeztetettebbek, a bükkösök (K5) és a gyertyános-kocsánytalan tölgyesek (K2) esetében dél-dunántúli (Mecsek, Zselic), míg a cseres-kocsánytalan tölgyesek (L2a) esetén északi-középhegységi (Cserhát) súlyponttal. A gyertyános-kocsányos tölgyesek (K1a) gyakorlatilag teljes elterjedési területükön jelentős visszaszorulásra/állapotromlásra számíthatnak, de itt is a peremhelyzeti előfordulások (Baranyai Dráva-sík, Zselic) vannak a legrosszabb helyzetben.
 - A lágyszárúak által dominált élőhelyek közül leginkább a veres csenkeszes hegyi rétek dunántúli (E2) és a franciaperjés rétek (E1) északi-középhegységi és mezőföldi állományai vannak leginkább közvetlen veszélyben az éghajlatváltozás kezdeti időszakában.

- Néhány határozott éghajlatfüggést mutató élőhely, és köztük kiemelten a cickóros puszták (F1b) számára a hazai elterjedési területükön belül a várható melegedés és szárazodás az éghajlatváltozás kezdeti időszakában előnyös változásokat jelent.
- Potenciális veszélyeztetettségi (várható hatás) térképek készítése a gyertyános-kocsánytalan tölgyesek (K2) élőhelyre, egy dél-dunántúli mintaterületre ~500 m felbontásban (MÉTA hatszögek) a 2025-ös időhorizontra (11. ábra, Czúcz et al. 2009).
 - Ez az elemzés is visszaigazolta a dél-dunántúli (különösen a zselici) gyertyános-tölgyesek (K2) nagymértékű potenciális veszélyeztetettségét, míg a dunántúli-középhegységi állományok esetében sokkal kisebb a várható hatás.
- Az összes hazai természetközeli élőhely országos átlagos éghajlati veszélyeztetettségének (várható hatás) többkritériumos szakértői értékelése (11. táblázat).
 - Négy élőhelytípus országos szinten is kiemelten veszélyeztetett (5-ös veszélyeztetettség): a tűzegmohás lápok (C23), a csarabosok (E5), a mészkerülő bükkösök (K7a) és a mészkerülő lombelegyes fenyvesek (N13).
 - További 13 élőhely (A4, C1, D1, E2, F2, J1b, J2, K1a, L5, M2, M3, M4, LY3) tekinthető országos szinten erősen veszélyeztetettnek (4-es veszélyeztetettség).
 - A hazai élőhelyek 80%-át (75 vizsgált élőhelyből 60-at) legalább egy mechanizmus útján veszélyezteti az éghajlatváltozás a szakértői konszenzus szerint.
 - Az éghajlatváltozás a szakértői konszenzus szerint sokkal több élőhelyet érint, mint amennyit modellezéssel ki lehet mutatni (a 60 érintett élőhely közül 18-nak a potenciális veszélyeztetettségét tudta kimutatni a statisztikai modellezés). Munkámban egy egyszerű objektív módszertant kínálok a nem modellezhető (lappangó) éghajlati hatások figyelembevételére.
- Egy nemzetközi szinten is újdonságnak számító háromkomponensű elvi modell (lokális reziliencia, refugium-elvű alkalmazkodás, vándorlás-elvű alkalmazkodás) megalkotása a természetes élővilág autonóm alkalmazkodóképességének a becslésére, és egy alkalmazkodási indikátorrendszer kidolgozása ezen elvi modell alapján, mely egy élőhelyfolt-szintű természetességi, egy lokális diverzitási és egy regionális konnektivitási indikátorból áll (7.1. fejezet, Czúcz et al. 2009).
- Az alkalmazkodóképességi indikátorrendszer elemeinek tesztelése és optimalizálása aktuális terepi adatok segítségével (7.3. fejezet, Czúcz et al. accepted_a)
 - A diverzitási és konnektivitási indexek erősen szignifikáns kapcsolatban állnak az autonóm alkalmazkodóképesség kialakításáért is felelős folyamatok által létrehozott

parlagregeneráció eredményével. Az optimalizáció eredménye az indikátorrendszert megalapozó elvi modellel is teljesen összhangban áll.

- A vizsgált indikátorrendszer egyszerűsített formáiban a MÉTA adatbázisnál lényegesen kisebb tematikus és térbeli felbontású adatbázisok esetén is közvetlenül használható (pl. a hazai CLC-50), vagy viszonylag kis mértékű adatbázisfejlesztéssel használhatóvá tehető (pl. a páneurópai CLC-100).
- Az őshonos homoki specialista fajok (M7 melléklet) a Kiskunságban átlagosan körülbelül 2–5 km távolságot képesek terjedni egy évtized alatt.
- Alkalmazkodóképességi teszt-számítások végzése két jelentős természetvédelmi értékkel bíró élőhely esetére (gyertyános-kocsánytalan tölgyesek – K2, és mocsárrétek – D34, 19. ábra, Czúcz et al. 2009).
 - Az alkalmazkodóképesség általános mértéke nagy mértékben az élőhely-előfordulások gyakoriságán és táji mintázatán múlik.
 - A gyakoribb és aggregáltabb elterjedésű gyertyános tölgyesek (K2) 13%-ának mindhárom szempontból jó az alkalmazkodóképessége, míg a ritkább, fragmentáltabb és degradáltabb mocsárrétek (D34) esetében ez csak az előfordulások 1,6%-ára igaz. Ezzel szemben a tölgyesek 3,6%-a és a mocsárrétek 35%-a mutat minden szempontból csekély alkalmazkodóképességet a Dél-Dunántúlon.
 - Különösen csekély alkalmazkodóképességű területek a gyertyános-tölgyesek (K2) esetében a Balaton-felvidék és a Zselic peremvidéke, míg a mocsárrétek esetében szinte minden tájban előfordulnak általánosan alkalmazkodóképtelen mocsárrét (D34) fragmentumok.
- A sérülékenységi gyakorlati értékelése és az alkalmazkodást elősegítő természetvédelmi tervezés eszköztárának tesztelése a gyertyános-kocsánytalan tölgyesek (K2) esetében a vizsgált dél-dunántúli mintaterületen (20. ábra, Czúcz et al. 2009).
 - Két sérülékenységi indikátor kifejlesztése a különösen „reményteli” (általánosan jó alkalmazkodóképességű) és a „reménytelen” (általánosan rossz alkalmazkodóképességű) esetek elkülönítésére az erősen érintett (magas várható hatás) területek közül. E két indikátor nagy szerepet kaphat a területi tervezésben (védett területek és hálózataik értékelése) valamint a kutatások és a monitorozás célirányosabbá tételében.
 - A dél-dunántúli gyertyános-tölgyesek (K2) esetében a kifejezetten sérülékeny területek (jelentős várható hatás, csekély alkalmazkodóképesség) elsősorban a Zselic pe-

remvidéken található, míg rugalmasan átalakuló területnek (jelentős várható hatás , jelentős alkalmazkodóképesség) leginkább a Zselic belső területei számítanak.

- A kifejezetten sérülékeny területek nagyrészt kívül esnek a Natura 2000 hálózaton, míg a rugalmasan átalakuló területeket zömében tartalmazzák a mai Natura 2000 területek, tehát a dél-dunántúli Natura 2000 hálózat kijelölése a K2 élőhely éghajlati veszélyeztetettsége szempontjából megalapozottnak mondható.

9.2. Társadalmi hasznosíthatóság

A bemutatott tudományos és módszertani eredmények gyakorlati szakpolitikai szempontból is jelentős előrelépéseket hozhatnak. A vizsgált rendszer alaposabb megértése lehetőséget támaszt az adaptáció elősegítésére, a káros következmények mérséklésére, illetve a folyamatok nyomonkövetésére irányuló erőfeszítések átgondolt megtervezésére. Mivel a természetes ökoszisztémák stabil, dinamikus egyensúlyi állapotban lévő, önszabályozó rendszerek, a káros hatások mérséklésének a leghatékonyabb szakpolitikai eszköze az ökoszisztémák autonóm alkalmazkodásának elősegítésében rejlik (Fischlin et al. 2007). Az alkalmazkodóképesség vizsgálatánál bemutatott elvi modellel összhangban, ez lényegében három szinten kínál beavatkozási lehetőségeket a számunkra:

- az élőhelyek természeti állapotának javítása, az őket érő káros antropogén terhelések (lecsapolás, szennyezések, túllegeltetés stb.) csökkentésével (az egyes élőhely-foltok szintjén);
- a termőhelyi és élőhelyi változatosság megőrzése, illetve fokozása az élőhelyek környezetében (az élőhely-mozaikok szintjén, lokális „kistáji” szinten);
- a tágabb táj, átjárhatóságának biztosítása a természetközeli élőhelyek fajai számára (tágabb „nagytáji”, regionális, sőt kontinentális szinteken).

Míg stabil környezeti feltételek között megfelelő méretű természeti területek (nem csak védett területek) kialakításával a legtöbb faj és élőhely jó eséllyel megőrizhető, addig egy változó klímában – amikor is a fajok vándorlása és az élőhelyek elmozdulása várható – a tágabb környezet állapotának is kiemelt jelentősége lesz. A fajoknak ki kell lépniük a rezervátumokból – és a rezervátumok közötti tér döntően más szektorok kezelésében van. Ebből kifolyólag a biodiverzitás megóvásához a természetvédelem szempontjainak az érintett szektorok (mezőgazdaság, erdészet, vízgazdálkodás, közlekedés) tevékenységébe való integrálása egyre inkább elengedhetlenné válik (von Maltitz et al. 2006). A teljes tájat egyszerre kell optimalizálni a különböző szempontok párhuzamos figyelembevételével (Manning et al. 2004). Ez a feladat mindenképpen alapvető szemléletváltozást kíván (2. ábra).

Szerencsére a szemléletváltás lassú folyamata azért már elindult, és egyre több jó irányba mutató kezdeményezés történik mind a tudomány (pl. MEA 2005, Schröter et al. 2005a), mind pedig a szakpolitikák részéről. Ez utóbbira bizonyíték, hogy a szakpolitikai döntéshozatal különböző szintjein is egyre több komplex rendszerszemléletre törekvő irányelv és szabályozás jelenik meg (pl. EU Víz Keretirányelv, Agrár- és erdő-környezetvédelmi programok stb.). Az új szemléletmód tükröződik az olyan közös, tudományos megalapozottságú szakpolitikai célkitűzések megalkotásában is, mint például az „ökoszisztéma-alapú alkalmazkodás” (ecosystem-based adaptation, EU AHEWG 2009), vagy a „teljes táj” megközelítés (whole-landscape approach, Southern 2008). A folyamat során a különböző produktív szektoroknak látszólag nem produktív célokat is be kell fogadniuk,

amelyek azután más szektorok (vagy némileg előremutatóbb megfogalmazással élve: más ökoszisztéma szolgáltatások) területén térülnek meg. Ez természetesen az egyes szektorok szempontjából némi „lemondást”, önkorlátozást kíván, amely azonban a teljes társadalmi-gazdasági rendszer szempontjából más oldalról busásan megtérül. Ilyenre példa az ökológiai hálózatok kialakítása: már néhány elszórt fa jelenléte a mezőgazdasági tájban a helyfoglalásához képest aránytalanul sok és jelentős ökoszisztéma szolgáltatást biztosít a tájban élő és gazdálkodó ember számára (Manning et al. 2009). Fasorok, sövények, erdőfoltok és gyepsávok kisebb-nagyobb egységei vagy ezek hálózatainak a kialakítása még mindig alig vesz el a mezőgazdasági területből, egy ilyen hálózat jelenléte azonban sorsdöntő lehet az élőhelyek rezilienciája, és ezáltal az egész táj jövője, emberi lakhatósága szempontjából (Opdam et al. 2006, Rey-Benayas et al. 2008). Ilyen, és ehhez hasonló, látszólagosan áldozatokat kívánó, azonban valójában inkább csak mindenki számára előnyökkel járó (win-win) teendők számos szektor területén előfordulnak, amelyekből nemzetközi irodalmi ajánlások alapján a 13. táblázatban mutatok be egy a hazai helyzetre, természeti és társadalmi adottságokra testreszabott listát (Czúcz et al. 2007, Kovács-Láng et al. 2008). A feladatok igen nagyok, de szerencsére, ma már egyre több előremutató ágazati stratégia (pl. agrár- és erdő-környezetvédelmi programok, Pro Silva típusú erdőgazdálkodás, Víz Keretirányelv) tartalmaz a hagyományos szektoriális gondolkodás keretein túlmutató elemeket.

Az egyes elemek ilyen formában történő felsorolása azonban csak a lehetséges alkalmazkodás kereteit jelöli ki. A hatékony megvalósításhoz az alapelveknek az adott konkrét helyzetre, helyszínre való testreszabására, és ennek alapján számos konkrét gyakorlati lépés és intézkedés meghozatalára van szükség. Nem mindegy például, hogy hogyan osztjuk el a különböző intézkedési lehetőségek között az alkalmazkodásra szánható korlátozott anyagi forrásokat, és egy rossz helyen létrehozott „ökológiai folyosó” sem segíti hatékonyan az élővilág alkalmazkodását. A sikeres adaptációnak tudományosan megalapozott és részletesen, a konkrét intézkedések szintjéig kidolgozott éghajlatváltozási stratégián, akcióterven kell alapulnia, amely nem hanyagolhatja el a természeti-társadalmi-gazdasági rendszer egyetlen számottevő elemét, visszacsatolási mechanizmusát sem. Mivel az éghajlatváltozás által elindított ökológiai folyamatok az emberiség számára számottevő negatív hatásokkal járhatnak, az adaptációs és mitigációs stratégia kialakításakor nem szabad eltekinteni a lehetséges ökológiai következmények részletes vizsgálatától. Ehhez egy a természetes élővilágot is tartalmazó széleskörű és mélyreható sérülékenységi elemzésre (VA) vagy alkalmazkodási elemzésre (AA) van szükség.

Az itt bemutatott módszertan véleményem szerint kellőképpen általános, rugalmas és robusztus ahhoz, hogy az éghajlatváltozásnak az ökoszisztémákra és a biodiverzitásra gyakorolt hatásait egy komplex, integrált éghajlatváltozási hatáselemzés részeként is megjelenítse. Alkalmas egyes adap-

táció és mitigációs beavatkozások élővilágra gyakorolt hatásainak elemzésére, valamint az élővilág (és ezáltal az egész társadalom) érdekében végzett társadalmi tevékenység (refugiumok és vándorlási folyosók tervezett létrehozása). Remélem, hogy előbb-utóbb hazánkban is készül majd egy, az ökoszisztéma szolgáltatások szektorokat szervesen integráló koncepcióján alapuló éghajlati sérülékenységi elemzés, amelyben a biológiai sokféleség sérülékenysége is a probléma valódi súlyának megfelelően lesz képviselve. Reményeim szerint a dolgozatomban bemutatott módszertan érdemben hozzájárulhat egy ilyen majdani elemzés tudományos megalapozottságához és társadalmi hasznosságához, és ezáltal a hazai társadalom és gazdaság éghajlatváltozásra való felkészülésének sikeréhez is.

13. táblázat: Stratégiai ajánlások az éghajlatváltozásnak a biológiai sokféleségre gyakorolt káros hatásainak mérséklése érdekében ágazatonkénti bontásban

Ágazatok	Szakpolitikai ajánlások
<i>Természetvédelem</i>	<ul style="list-style-type: none"> ○ az érzékeny élőhelyek és fajok prioritási listáinak kialakítása ○ a vizes élőhelyek, védett területek vízmegtartó képességének helyreállítása, esetleges vízpótlási lehetőségek kidolgozása ○ az élőhelyek heterogenitásának, mozaikosságának és különböző szukcessziós stádiumoknak a fenntartása ○ a térbeli struktúra, a hálózatoság fokozott figyelembevétele a védett területek kijelölésekor ○ védelmi koncepció és kezelési ajánlások kidolgozása a városi és mezőgazdasági területekbe ágyazódó műveletlen területek (mezsgyék, sövények, fasorok) hálózatainak a fenntartására és kedvező természeti állapotba hozására ○ a monitorozó tevékenység erősítése
<i>Vízgazdálkodás</i>	<ul style="list-style-type: none"> ○ a csapadékvíz és a talajvíz megtartását előtérbe helyező vízkészletgazdálkodás előmozdítása ○ ökológiai szempontok fokozott figyelembevétele a tározók üzemeltetése, valamint a hullámterek kezelése terén ○ kisvízfolyások és partjaik revitalizációja, a Víz Keretirányelv előírásainak és ajánlásainak követése
<i>Erdészet</i>	<ul style="list-style-type: none"> ○ folyamatos erdőborítottságot biztosító természetszerű és természetközeli erdőgazdálkodás folytatása ○ a természetszerű erdőkre és az erdészeti ültetvényekre vonatkozó szabályozások elkülönítése ○ az erdőssztyepp zónában a kis záródású erdők elfogadása és fenntartása
<i>Mezőgazdaság</i>	<ul style="list-style-type: none"> ○ a hagyományos tájgazdálkodás elemeinek (gyepek kaszálása, legeltetése) fenntartása vagy újraélesztése ○ puffterületek biztosítása az érzékeny élőhelyek környezetében ○ a kevésbé intenzív, kisebb környezetterheléssel járó gazdálkodási módok előtérbe helyezése ○ az agrártáj heterogenitásának, mozaikosságának (mezsgyék, sövények, fasorok, kis parcellaméret) növelése
<i>Közlekedés</i>	<ul style="list-style-type: none"> ○ ökológiai átjárók (vadátjárók) létesítése a főutakon és az autópályákon ○ őshonos fajokból álló sövények, cserje és erdősávok telepítése ezek szegélyére

10. Összefoglalás / Summary

A természetes ökoszisztémák számos alapvető szolgáltatást (pl. génmegőrzés, környezeti stabilitás, vízháztartás szabályozása) nyújtanak az emberi társadalom számára, amelyek az emberi társadalom működéséhez és jólétéhez alapvetően hozzájárulnak. Az éghajlatváltozás más antropogén hatásokkal együtt világszerte jelentős hatást gyakorolhat az ökológiai rendszerek működésére, és ez potenciálisan súlyos következményekkel járhat az emberiség számára. Ezek felderítéséhez és elkerüléséhez részletes tudományos elemzéseken alapuló felkészülésre van szükség. Vizsgálatomban egy teljes körű komplex értékelést nyújtok hazánk természetes és természetközeli ökoszisztémáinak éghajlatváltozás általi veszélyeztetettségére. Ehhez egy az IPCC által javasolt általános komplex módszertan, a sérülékenységi elemzések módszertanát használtam, amelyet minden eddigi alkalmazásánál átgondoltabban és teljesebb körűen adaptáltam a természetes élővilág éghajlati veszélyeztettségének problémakörére.

Az elemzés alapjául a MÉTA adatbázis (Magyarország Élőhelyeinek Térképi Adatbázisa), 86 természetközeli élőhely 35 ha felbontású országos elterjedési adatbázisa szolgált. Az élőhelyek éghajlati *kitettségének* számszerűsítéséhez négy különböző éghajlati világmodell (GCM) és három különböző emissziós forgatókönyv (SRES scenárió) hat lehetséges kombinációját használtam fel, így módon számszerűsítve az éghajlati rendszer és a társadalmi gazdasági környezet belső folyamataiból fakadó bizonytalanságokat. Az *érzékenység* számszerűsítése során az élőhelyek éghajlat-érzékenységének hat fő típusát különböztettem meg, amelyek közül egyet korrelatív módon, ensemble technikával numerikusan modelleztem, a többit pedig szakértői értékeléssel számszerűsítettem. Az egyes élőhelyek autonóm *alkalmazkodóképességét* egy részletesen kidolgozott elvi modellen nyugvó tájökológiai indikátorrendszer segítségével becsültem meg. A javasolt indikátorrendszer három fő elemet tartalmaz, amelyek (1) az egyes foltok természeti állapotát, (2) a közvetlen környezet táji diverzitását, és (3) a tágabb környezet átjárhatóságát mérik. A kialakított indikátorrendszert független terepi adatok segítségével teszteltem, amelynek eredményei az indikátorok széles körű alkalmazhatóságát támasztották alá.

A bemutatott elemzés teljes körű, és mindenhol a kitűzött céloknak és az elérhető adatforrásoknak leginkább megfelelő technikákat használja. Újszerű megközelítéseinek és általános alkalmazhatóságának köszönhetően ez a módszertan lehetőséget nyújt az élővilág éghajlati veszélyeztettségének jobb figyelembevételére a jövőbeli hazai vagy nemzetközi komplex integrált sérülékenységi vagy alkalmazkodási elemzések esetében.

English summary

Ecosystems contribute inconspicuously, yet fundamentally, to human well-being by supplying vital goods and services, including genetic resources, habitat maintenance and climate and runoff regulation. The combined effects of climate change and other global change drivers may impose dramatic impacts on species and ecosystems worldwide, with potentially detrimental consequences on human society. In order to detect and to avoid potential pitfalls, thorough preparation based on sound scientific assessments is needed. In this thesis I present a climate change vulnerability assessment for the natural and semi-natural ecosystems of Hungary, conforming to the recommendations of the IPCC. This required several minor methodological developments, since some features of the IPCC methodology are typically unimplemented in ecological impact studies.

The analysis was based on a vegetation cover database (the Hungarian national vegetation database, MÉTA) providing presence/absence and cover ratio data for 86 semi-natural vegetation (habitat) types on a regular grid with 35 ha resolution covering the entire country of Hungary. *Exposure* to climate change was quantified using six different global climate model outputs comprising four different models and three emission scenarios, which together provide a cross-section of the climatic and socio-economic uncertainties within the projections. To estimate the *sensitivity* of the habitats, six types of climate sensitivity were identified and estimated. Direct climatic impacts were calculated quantitatively with correlative distribution modelling using an ensemble technique, and all other potential impact mechanisms were quantified with the help of experts in a multi-criteria assessment framework. *Capacity* for autonomous *adaptation* was assessed using a novel conceptual framework of landscape ecological indicators. Three potential adaptive capacity indicators were identified, describing (1) the potential resilience of the individual habitat patches, (2) the local refuge-providing ability of the landscape, and (3) the connectivity and permeability of the landscape. The proposed framework was tested with the help of independent field observations, the results of which suggest general applicability of the indicators, even for regions with no high-resolution vegetation cover data.

With the help of the novel approaches presented in this thesis it is possible to extend a typical ecological climate impact study to a more complete vulnerability assessment. I hope that my efforts can lead to more realistic estimations of ecological sensitivity and to an improved integration of natural ecosystems in interdisciplinary vulnerability and adaptation policy assessments.

Mellékletek

M1 melléklet: Felhasznált irodalmi források

- Akaike, H. (1974). A new look at statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, AU-19, 716–722.
- Allen, C. D., Macalady, A. K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., et al. (2010). A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, 259(4), 660–684.
- Araújo, M. B. & New, M. (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(1), 42–47.
- Araújo, M. B. & Rahbek, C. (2006). How Does Climate Change Affect Biodiversity? *Science*, 313(5792), 1396–1397.
- Araújo, M. B., Cabeza, M., Thuiller, W., Hannah, L. & Williams, P. H. (2004). Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. *Global Change Biology*, 10(9), 1618–1626.
- Araújo, M. B., Thuiller, W. & Pearson, R. G. (2006). Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography*, 33(10), 1712–1728.
- Ashcroft, M. B., Chisholm, L. A. & French, K. O. (2009). Climate change at the landscape scale: predicting fine-grained spatial heterogeneity in warming and potential refugia for vegetation. *Global Change Biology*, 15(3), 656–667.
- Aszalós, R. (2003). Növényzeti mintázatok predikciója középhegységi tájban, statisztikai modellekkel (Doktori disszertáció). Eötvös Loránd Tudományegyetem, Biológia Doktori Iskola, Budapest. 160 pp.
- Bachelet, D., Neilson, R. P., Hickler, T., Drapek, R. J., Lenihan, J. M., Sykes, M. T., Smith, B., et al. (2003). Simulating past and future dynamics of natural ecosystems in the United States. *Global Biogeochemical Cycles*, 17(2), 1045.
- Bacles, C.F.E., Lowe, A.J. & Ennos, R.A. (2006). Effective seed dispersal across a fragmented landscape. *Science* 311, 628.
- Baker, T. R., Phillips, O. L., Malhi, Y., Almeida, S., Arroyo, L., Di Fiore, A., Erwin, T., et al. (2004). Increasing biomass in Amazonian forest plots. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 359(1443), 353.
- Balanya, J., Oller, J. M., Huey, R. B., Gilchrist, G. W. & Serra, L. (2006). Global genetic change tracks global climate warming in *Drosophila subobscura*. *Science*, 313(5794), 1773.
- Barry, S. & Elith, J. (2006). Error and uncertainty in habitat models. *Journal of Applied Ecology*, 43(3), 413–423.
- Bartha, S. (2004). Paradigmaváltás és módszertani forradalom a vegetáció vizsgálatában. *Magyar Tudomány* 6(1), 12–26.
- Beaumont, L.J., Hughes, L. & Poulsen, M. (2005). Predicting species distributions: use of climatic parameters in BIOCLIM and its impact on predictions of species' current and future distributions. *Ecological Modelling* 186(2), 250–269.
- Beddow, R., Costanza, R., Farley, J., Garza, E., Kent, J., Kubiszewski, I., Martinez, L., et al. (2009). Overcoming systemic roadblocks to sustainability: The evolutionary redesign of worldviews,

- institutions, and technologies. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(8), 2483-2489.
- Beebee T.J.C. (1995). Amphibian breeding and climate. *Nature*. 374, 219–220.
- Beebee T.J.C. (2002). Amphibian phenology and climate change. *Conservation Biology*. 16(6), 1454–1455.
- Beerling, D. J. & Kelly, C. K. (1997). Stomatal density responses of temperate woodland plants over the past seven decades of CO₂ increase: A comparison of Salisbury 1927: with contemporary data. *Am. J. Bot.* 84, 1572–1583.
- Beier, C. (2004). Climate change and ecosystem function: full-scale manipulations of CO₂ and temperature. *New Phytologist*, 162(2), 243–245.
- Berry, P., Rounsevell, M., Harrison, P. & Audsley, E. (2006). Assessing the vulnerability of agricultural land use and species to climate change and the role of policy in facilitating adaptation. *Environmental Science & Policy*, 9(2), 189-204.
- Betts, R. (2007). Implications of land ecosystem-atmosphere interactions for strategies for climate change adaptation and mitigation. *Tellus B*, 59(3), 602-615.
- Bierbaum, R.M., Holdren, J.P., MacCracken, M.C., Moss, R.H. & Raven, P.H. (ed.) (2007). *Confronting Climate Change: Avoiding the Unmanageable and Managing the Unavoidable*. Report prepared for the United Nations Commission on Sustainable Development. Sigma Xi – United Nations Foundation, Washington DC, USA. URI: http://www.unfoundation.org/files/pdf/2007/SEG_Report.pdf.
- Biggs, R., Carpenter, S. R. & Brock, W. A. (2009). Turning back from the brink: Detecting an impending regime shift in time to avert it. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(3), 826-831.
- Bjornstad, O.N. (2009). ncf: Spatial nonparametric covariance functions. R package version 1.1-3. URL: <http://cran.r-project.org/package=ncf>
- Boisvenue, C. É. & Running, S. W. (2006). Impacts of climate change on natural forest productivity—evidence since the middle of the 20th century. *Global Change Biology*, 12(5), 862–882.
- Bölöni, J., Kun, A. & Molnár, Zs. (2003). Élőhely-ismereti Útmutató. Kézirat, MTA ÖBKI, Vácrátót. URI: https://msw.botanika.hu/META/0_publikaciok/Boloni_Kun_Molnar_2003_EIU_2.0.pdf
- <j> Bölöni, J., Molnár, Zs. & Kun, A., (ed.) (in prep). Magyarország élőhelyei: ÁNÉR 2010. in prep.
- Bölöni, J., Molnár, Zs., Illyés, E. & Kun, A. (2007). A new habitat classification and manual for standardized habitat mapping. *Annali di Botanica* 7, 105-126.
- Bölöni, J., Molnár, Zs., Illyés, E. & Kun, A. (2008). Térképezési célú, növényzeti alapú élőhely-osztályozás Magyarországon (az Á-NÉR 2003 és Á-NÉR 2007 rendszer). *Tájökológiai Lapok* 6, 379-393.
- Bossard, M., Feranec, J. & Otahel, J. (2000). *CORINE land cover technical guide: Addendum 2000*. Technical Report No. 40. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark. 105 pp
- Both, C., van Asch, M., Bijlsma, R. G., van den Burg, A. B. & Visser, M. E. (2009). Climate change and unequal phenological changes across four trophic levels: constraints or adaptations? *Journal of Animal Ecology* 78(1), 73–83.
- Botkin, D. B., Saxe, H., Araujo, M. B., Betts, R., Bradshaw, R. H., Cedhagen, T., Chesson, P., et al. (2007). Forecasting the effects of global warming on biodiversity. *Bioscience*, 57(3), 227–

- Breiman, L., Friedman, J., Olshen, R. & Stone, C. (1984). *Classification and Regression Trees*. Chapman & Hall/CRC, New York, NY, USA. 368 pp.
- Broennimann, O., Treier, U. A., Muller-Scharer, H., Thuiller, W., Peterson, A. T. & Guisan, A. (2007). Evidence of climatic niche shift during biological invasion. *Ecology Letters*, 10(8), 701-709.
- Brooker, R., Young, J.C. & Watt, A.D. (2007). Climate change and biodiversity: impacts and policy development challenges – a European case study. *International Journal of Biodiversity Science and Management* 3, 12–30.
- Brzeziecki, B., Kienast, F. & Wildi, O. (1995). Modelling Potential Impacts of Climate Change on the Spatial Distribution of Zonal Forest Communities in Switzerland. *Journal of Vegetation Science*, 6(2), 257-268.
- Burke, A. (2004). From plains to inselbergs: species in special habitats as indicators for climate change? *Journal of Biogeography*, 31(5), 831-841.
- Burkett, V.R., Wilcox, D.A., Stottlemeyer, R., Barrow, W., Fagre, D., Baron, J., et al. (2005). Nonlinear dynamics in ecosystem response to climatic change: Case studies and policy implications. *Ecological Complexity*, 2(4), 357-394.
- Busby, J.R. (1991). BIOCLIM – A bioclimatic analysis and prediction system. In: Margules, C.R. & Austin, M.P. (ed) *Nature conservation: cost effective biological surveys and data analysis*. CSIRO, Canberra, Australia. pp. 64–68.
- Bush, M. B., Silman, M. R. & Urrego, D. H. (2004). 48,000 years of climate and forest change in a biodiversity hot spot. *Science*, 303(5659), 827.
- Büttner, G., Maucha, G., Bíró, M., Kosztra, B., Pataki, R. & Petrik O. 2004. National land cover database at scale 1:50,000 in Hungary. *EARSeL eProceedings* 3(3), 323-330.
- Carter, T.R., Jones, R.N., Lu, X., Bhadwal, S., Conde, C., Mearns, L.O., O'Neill, B.C., Rounsevell, M.D.A. & Zurek, M.B. (2007). New assessment methods and the characterisation of future conditions. In: Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden, P.J. & Hanson, C.E. (ed) *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. pp. 133-171.
- Carter, T.R., Parry, M.L., Harasawa, H. & Nishioka, S. (1994). *IPCC technical guidelines for assessing climate change impacts and adaptations*. Technical report. Department of Geography, University College London, UK – Center for Global Environmental Research, National Institute for Environmental Studies, Japan. 10 pp.
- Chisholm, R. A. & Filotas, E. (2009). Critical slowing down as an indicator of transitions in two-species models. *Journal of Theoretical Biology*, 257(1), 142-149.
- Christensen, J.H., Hewitson, B., Busuioc, A., Chen, A., Gao, X., Held, I. et al. (2007). Regional Climate Projections. In: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M. & Miller, H.L. (ed) *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. pp. 747-845.
- Ciais, P., Reichstein, M., Viovy, N., Gramier, A., Ogee, J., Allard, V. et al. (2005): Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature* 437, 529–533.
- Collier (2005a): IPCC DDC AR4 CSIRO-Mk3.0 20C3M run1. CERA-DB "CSIRO_Mk3.0_20C3M_1", <http://cera-www.dkrz.de/WDCC/ui/Compact.jsp?>

acronym=CSIRO_Mk3.0_20C3M_1

Collier (2005b): IPCC DDC AR4 CSIRO-Mk3.0 SRESA2 run1. CERA-DB

"CSIRO_Mk3.0_SRESA2_1", [http://cera-www.dkrz.de/WDCC/ui/Compact.jsp?](http://cera-www.dkrz.de/WDCC/ui/Compact.jsp?acronym=CSIRO_Mk3.0_SRESA2_1)

acronym=CSIRO_Mk3.0_SRESA2_1

Collingham, Y. C. & Huntley, B. (2000). Impacts of habitat fragmentation and patch size upon migration rates. *Ecological Applications*, 10(1), 131–144.

Comes, H. P. & Kadereit, J. W. (1998). The effect of Quaternary climatic changes on plant distribution and evolution. *Trends in Plant Science*, 3(11), 432–438.

Cox, P. M., Betts, R. A., Jones, C. D., Spall, S. A. & Totterdell, I. J. (2000). Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. *Nature*, 408(6809), 184–187.

Csecserits, A. & Czúcz, B. (2008a). Az éghajlatváltozás lappangó hatásai: növényfenológiai adatforrások Magyarországon. *KÖSZI 2008 –Életre keltett adatok*. (A 3. Kvantitatív Ökológiai Szimpózium program és absztrakt kötete, Budapest, 2008. március 18–19, ISBN 978-963-06-4549-2). p. 30. URI: <http://bio.univet.hu/koszi2008/doc/absztrakt-koszi2008.pdf>

Csecserits, A. & Czúcz, B. (2008b). Régi fenológiai adatforrások: Az éghajlatváltozás detektálásának kihasználatlan lehetőségei. *Magyar Biológiai Társaság XXVII. Vándorgyűlése* (Budapest, 2008. szeptember 25–26. Program és Absztrakt Kötet, ISBN 978-963-87343-2-7). pp. 227–236.

Csecserits, A., Rédei, T. & Czúcz, B. (2007). Edényes növények. In: Czúcz, B., Kröel-Dulay, Gy., Rédei, T., Botta-Dukát, Z. & Molnár, Zs. (ed) *Éghajlatváltozás és biológiai sokféleség: elemzések az adaptációs stratégia tudományos megalapozásához*. Kutatási jelentés, kézirat. MTA ÖBKI, Vácrátót. pp. 10–29.

Csima, G. & Horányi, A. (2008). Validation of the ALADIN-Climate regional climate model at the Hungarian Meteorological Service. *Időjárás*, 112(3-4), 155–177.

Csóka, Gy., Koltay, A. & Hirka, A. 2006: Klimatikus anomáliák hatása a magyarországi bükkösök és kocsánytalan tölgyesek egészségi állapotára. *Magyar Meteorológiai Társaság XXXI. Vándorgyűlése és az V.Erdő és Klíma Konferencia előadaskivonatok*. MMT, Budapest, p.61.

Czajkowski, T., Kuhling, M. & Bolte, A. (2005). Einfluss der Sommertrockenheit im Jahre 2003 auf das Wachstum von Naturverjüngungen der Buche (*Fagus sylvatica* L.) im nordöstlichen Mitteleuropa. *Allg. Forst- Jagdztg.* 176, 133–143.

Czúcz, B. (2005). A budai Vár fásszárú adventív flórája. *Kitaibelia* 10, 85–99.

Czúcz, B. (2009a). Egy általános diagnózis. *A természet törvénye*, 2009.03.16. Retrieved May 2, 2010, from <http://atermeszettorvenye.blogspot.com/2009/03/rovid-altalanos-diagnozis.html>

Czúcz, B. (2009b). Az energia mint mérték. *A természet törvénye*, 2009.07.24. Retrieved May 2, 2010, from <http://atermeszettorvenye.blogspot.com/2009/07/az-energia-mint-mertek.html>

Czúcz, B., Csecserits, A., Botta-Dukát, Z., Kröel-Dulay, Gy., Szabó, R., Horváth, F. & Molnár, Zs. (accepted_a). An indicator framework for the climatic adaptive capacity of natural ecosystems. *Journal of Vegetation Science*, doi:10.1111/j.1654-1103.2011.01251.x (in press).

Czúcz, B., Gálhidy, L. & Mátyás, Cs. (accepted_b). Present and forecasted xeric climatic limits of beech and sessile oak distribution at low altitudes in Central Europe. *Annals of Forest Science* (in press).

Czúcz, B., Gálhidy, L., Tőkei, L., Jung, A. (2006). A Péczely-féle éghajlati körzetek ma. *A globális klímaváltozás: hazai hatások és válaszok* (Poszterek a VAHAVA projekt zárókonferenciáján, 2006.március 9). CD-ROM (ISBN 978-963-508-542-2), KvVM – MTA, Budapest.

- Czúcz, B., Gathman, J. P. & McPherson, G. R. (2010). The Impending Peak and Decline of Petroleum Production: an Underestimated Challenge for Conservation of Ecological Integrity. *Conservation Biology*, (online early), doi:10.1111/j.1523-1739.2010.01503.x
- Czúcz, B., Kröel-Dulay, Gy., Rédei, T., Botta-Dukát, Z. & Molnár, Zs. (ed.) (2007). *Éghajlatváltozás és biológiai sokféleség – elemzések az adaptációs stratégia tudományos megalapozásához*. Kutatási jelentés, kézirat. MTA ÖBKI, Vácrátót, 281 pp. URI: http://klima.kvvm.hu/documents/14/NS_termvd_vgleges_web.pdf
- Czúcz, B., Molnár, Z., Horváth, F. & Botta-Dukát, Z. (2008). The natural capital index of Hungary. *Acta Botanica Hungarica*, 50(Suppl 1), 161-177.
- Czúcz, B., Torda, G., Molnár, Zs., Horváth, F., Botta-Dukát, Z. & Kröel-Dulay, Gy. (2009). A spatially explicit, indicator-based methodology for quantifying the vulnerability and adaptability of natural ecosystems. In: Filho, W.L. & Mannke, F. (ed) *Interdisciplinary Aspects of Climate Change*. Peter Lang Scientific Publishers, Frankfurt, Germany. pp. 209-227.
- Daly, H. E. (2005). Economics in a full world. *Scientific American*, 293(3), 100-107.
- Davis, M.B. & Shaw, R.G. (2001). Range shifts and adaptive responses to quaternary climate change. *Science* 292, 673-679.
- de Groot, R.S., Ketner, P. & Ova, A.H. (1995). Selection and use of bio-indicators to assess the possible effects of climate change in Europe. *Journal of Biogeography*, 22, 935-943.
- De Marco, P., Diniz-Filho, J. A. F. & Bini, L. M. (2008). Spatial analysis improves species distribution modelling during range expansion. *Biology Letters*, 4(5), 577-580.
- del Barrio, G., Harrison, P., Berry, P., Butt, N., Sanjuan, M., Pearson, R. & Dawson, T. (2006). Integrating multiple modelling approaches to predict the potential impacts of climate change on species' distributions in contrasting regions: comparison and implications for policy. *Environmental Science & Policy*, 9(2), 129-147.
- Di Filippo, A., Biondi, F., Cufar, K., de Luis, M., Grabner, M., Maugeri, M., Presutti Saba, E., et al. (2007). Bioclimatology of beech (*Fagus sylvatica* L.) in the Eastern Alps: spatial and altitudinal climatic signals identified through a tree-ring network. *Journal of Biogeography*, 34(11), 1873-1892.
- Diniz-Filho, J. A. F., Bini, L. M., Rangel, T. F., Loyola, R. D., Hof, C., Nogués-Bravo, D. & Araújo, M. B. (2009). Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. *Ecography*, 32(6), 897-906.
- Dodgson, J. S., Spackman, M., Pearman, A. & Phillips, L. D. (2009). *Multi-criteria analysis: a manual*. London, UK: Department for Communities and Local Government.
- Duncan, R. P., Cassey, P. & Blackburn, T. M. (2009). Do climate envelope models transfer? A manipulative test using dung beetle introductions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276(1661), 1449-1457.
- Duraiappah, A., Naeem, S., Agardi, T., Ash, N., Cooper, D., Díaz, S., Faith, D.P., et al. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. Island Press, Washington DC, USA. 86 pp.
- Elith, J. & Leathwick, J. R. (2009). Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40(1), 677-697.
- Elith, J., Leathwick, J. R. & Hastie, T. (2008). A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology*, 77(4), 802-813.

- Ellis, W.N., Donner, J.H. & Kuchlein, J.H. (1997). Recent shifts in phenology of Microlepidoptera, related to climatic change (Lepidoptera). *Ent. Ber. Amst.* 57, 66–72.
- Emanuel, W. R., Shugart, H. H. & Stevenson, M. P. (1985). Climatic change and the broad-scale distribution of terrestrial ecosystem complexes. *Climatic Change*, 7(1), 29–43.
- Engler, R. & Guisan, A. (2009). MIGCLIM: Predicting plant distribution and dispersal in a changing climate. *Diversity and Distributions*, 15(4), 590-601.
- Engler, R. (2006). MIGCLIM – A new tool for predicting plant distribution and dispersal in a changing climate: A case study in the Swiss Alps. *Phil.Alp – Die Alpen aus der Sicht junger Forschender*. Glarus, Svájc. URI: http://www.alpinestudies.ch/tagungen/philalp06/abstracts/22_PhA.06_Engler_Robin.pdf
- Eriksen, S. H. & Kelly, P. M. (2007). Developing credible vulnerability indicators for climate adaptation policy assessment. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 12(4), 495–524.
- EU AHEWG (EU Ad Hoc Expert Working Group on Biodiversity and Climate Change) (2009). *Working with Nature: Towards a strategy on climate change, ecosystems and biodiversity*. Strategy paper. URI: http://circa.europa.eu/Public/irc/env/biodiversity_climate/home
- Faraway, J. (2006). *Extending the linear model with R: generalized linear, mixed effects and nonparametric regression models*. Chapman & Hall/CRC, Boca Raton, USA. 332 pp.
- Fekete, G. (1992). The holistic view of succession reconsidered. *Coenoses* 7, 21-29.
- Fekete, G., Molnár, Zs. & Horváth, F. (ed.) (1997). *A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer*. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer II. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 374 pp.
- Fenesi, A. & Botta-Dukát, Z. (2010). Do short-lived and long-lived alien plant species differ regarding the traits associated with their success in the introduced range? *Biological Invasions*, 12(3), 611-623.
- Ferrier, S. & Guisan, A. (2006). Spatial modelling of biodiversity at the community level. *Journal of Applied Ecology*, 43(3), 393-404.
- Fischlin, A., Midgley, G.F., Price, J.T., Leemans, R., Gopal, B., Turley, C., Rounsevell, M.D.A., Dube, O.P., Tarazona, J. & Velichko, A.A. (2007). Ecosystems, their properties, goods, and services. In: Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden, P.J. & Hanson, C.E. (ed) *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. pp. 211-272.
- Fitzpatrick, M. C., Gove, A. D., Sanders, N. J. & Dunn, R. R. (2008). Climate change, plant migration, and range collapse in a global biodiversity hotspot: the Banksia (Proteaceae) of Western Australia. *Global Change Biology*, 14(6), 1337-1352.
- Fitzpatrick, M. C., Weltzin, J. F., Sanders, N. J. & Dunn, R. R. (2007). The biogeography of prediction error: why does the introduced range of the fire ant over-predict its native range? *Global Ecology and Biogeography*, 16(1), 24–33.
- Forster, P., Ramaswamy, V., Araxo, P., Bernsten, T., Betts, R.A., Fahey, D.W., Haywood, J., et al. (2007). Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M. & Miller, H.L. (ed) *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. pp. 130-234.
- Fox, J. & Monette, G. (1992). Generalized collinearity diagnostics. *Journal of the American*

Statistical Association, 87(417), 178–183.

- Fox, J. (2003). Effect displays in R for generalised linear models. *Journal of Statistical Software* 8(15), 1-27.
- Funtowicz, S. O. & Ravetz, J. R. (1993). Science for the post-normal age. *Futures*, 25(7), 739-755.
- Funtowicz, S., Ravetz, J. & Costanza, R. (2008). Post-Normal Science. In: Cleveland, C.J. & EIC (Environmental Information Coalition) (ed) *Encyclopedia of Earth*. [First published in the Encyclopedia of Earth September 18, 2006; Last revised December 22, 2008; Retrieved May 2, 2010]. URI: http://www.eoearth.org/article/Post-Normal_Science
- Füssel, H.M. & Klein, R.J.T. (2006). Climate change vulnerability assessments: An evolution of conceptual thinking. *Climatic Change* 75(3), 301-329.
- Galatowitsch, S., Frelich, L. & Phillips-Mao, L. (2009). Regional climate change adaptation strategies for biodiversity conservation in a midcontinental region of North America. *Biological Conservation*, 142(10), 2012–2022.
- Gálhidy, L., Mátyás, Cs., Czúcz, B. & Torre, F. (2006). Zonal forest types, climatic variables and effect of changes for Hungary. *Lesnícky časopis Forestry Journal* 52, 99–105.
- Gallopín, G. C. (2006). Linkages between vulnerability, resilience, and adaptive capacity. *Global Environmental Change*, 16(3), 293–303.
- Gerten, D., Schaphoff, S., Haberlandt, U., Lucht, W. & Sitch, S. (2004). Terrestrial vegetation and water balance–hydrological evaluation of a dynamic global vegetation model. *Journal of Hydrology*, 286(1-4), 249–270.
- GFDL contact, (2005a): IPCC DDC AR4 GFDL-CM2.1 20C3M run1. CERA-DB "GFDL_CM2.1_20C3M_1", http://cera-www.dkrz.de/WDCC/ui/Compact.jsp?acronym=GFDL_CM2.1_20C3M_1
- GFDL contact, (2005b): IPCC DDC AR4 GFDL-CM2.1 SRESA2 run1. CERA-DB "GFDL_CM2.1_SRESA2_1", http://cera-www.dkrz.de/WDCC/ui/Compact.jsp?acronym=GFDL_CM2.1_SRESA2_1
- Gibbs, J.P. & Breisch, A.R. (2001). Climate warming and calling phenology of frogs near Ithaca, New York, 1990-99. *Conservation Biology* 15, 1175–1178.
- Gienapp, P., Teplitsky, C., Alho, J. S., Mills, J. A. & Merila, J. (2008). Climate change and evolution: disentangling environmental and genetic responses. *Molecular Ecology*, 17(1), 167–178.
- Gillett, N. P., Weaver, A. J., Zwiers, F. W. & Flannigan, M. D. (2004). Detecting the effect of climate change on Canadian forest fires. *Geophysical Research Letters*, 31(18), L18211.
- Gotelli, N. & Ellison, A. M. (2004). *A primer of ecological statistics*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachutes. 510 pp.
- Grace, J. (1987). Climatic tolerance and distribution of plants. *New Phytologist* 106, 113–130.
- Green, R. E., Collingham, Y. C., Willis, S. G., Gregory, R. D., Smith, K. W. & Huntley, B. (2008). Performance of climate envelope models in retrodicting recent changes in bird population size from observed climatic change. *Biology Letters*, 4(5), 599-602.
- Grime, J. P., Brown, V. K., Thompson, K., Masters, G. J., Hillier, S. H., Clarke, I. P., Askew, A. P., et al. (2000). The response of two contrasting limestone grasslands to simulated climate change. *Science*, 289(5480), 762.
- Grothmann, T. & Patt, A. (2005). Adaptive capacity and human cognition: The process of individual adaptation to climate change. *Global Environmental Change*, 15(3), 199-213.

- Guisan, A. & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8(9), 993-1009.
- Guisan, A. & Zimmermann, N.E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135(2-3):147-186.
- Haddad BM (2005): Ranking the adaptive capacity of nations to climate change when socio-political goals are explicit. *Global Environmental Change*, 15(2):165-176.
- Halassy, M. 2004. Crossing the edge: Colonisation dynamics of fallow land in the sandy regions of Hungary. *16th International Conference, Society for Ecological Restoration*, August 24-26, 2004, Victoria, Canada.
- Hampe A. & Petit R.J. (2005). Conserving biodiversity under climate change: the rear edge matters, *Ecology Letters* 8, 461-467.
- Hansen, M. C., Defries, R. S., Townshend, J. R. G. & Sohlberg, R. (2000). Global land cover classification at 1 km spatial resolution using a classification tree approach. *International Journal of Remote Sensing*, 21 (6-7), 1331-1364.
- Hanski, I. (1994). A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology*, 63(1), 151-162.
- Harcz, E & Varga, J. (2009). *Klimatológia a valóság tükrében*. Kézirat. URI: http://www.elorejelzes.hu/Harcz-Varga_Klimatologia-a-valosag-tukreben.pdf
- Hendry, A. P. & Kinnison, M. T. (1999). Perspective: the pace of modern life: measuring rates of contemporary microevolution. *Evolution*, 53(6), 1637-1653.
- Hickling, R., Roy, D. B., Hill, J. K. & Thomas, C. D. (2005). A northward shift of range margins in British Odonata. *Global Change Biology*, 11, 502-506.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G. & Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25, 1965-1978.
- Hilbert, D. W. & Ostendorf, B. (2001). The utility of artificial neural networks for modelling the distribution of vegetation in past, present and future climates. *Ecological Modelling*, 146(1-3), 311-327.
- Hlásny, T. & Marek, T. (2008). Selected insect pests as climate change driven disturbances in forest ecosystems. In: Strelcova, K., Mátyás, Cs., Kleidon, A., Lapin, M., Holec, J., Matejka, F. & Skvarenina, J. (ed). *Bioclimatology and natural hazards*. Springer, Berlin, Germany. pp. 165-178.
- Hoegh-Guldberg, O., Hughes, L., McIntyre, S., Lindenmayer, D.B., Parmesan, C., Possingham, H.P., et al. (2008): Assisted Colonization and Rapid Climate Change. *Science*, 321, 345-346.
- Hoegh-Guldberg, O., Mumby, P. J., Hooten, A. J., Steneck, R. S., Greenfield, P., Gomez, E., Harvell, C. D., et al. (2007). Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science*, 318(5857), 1737.
- Hogg, E. H., Brandt, J. P. & Michaelian M. (2008). Impacts of a regional drought on the productivity, dieback, and biomass of western Canadian aspen forests. *Canad. J. For. Res.* 38, 1373-1384.
- Holdridge, L. R. (1967) *Life Zone Ecology*. Tropical Science Center, San Jose, Costa Rica. 206 pp.
- Holten, J.I. & Carey, P.D. (1992). *Responses of Climate Change on Natural Terrestrial Ecosystems in Norway*. Norsk Institutt for Naturforskning, Trondheim, Norway. 59 pp.
- Honnay, O., Verheyen, K., Butaye, J., Jacquemyn, H., Bossuyt, B. & Hermy, M. (2002). Possible

- effects of habitat fragmentation and climate change on the range of forest plant species. *Ecology Letters*, 5(4), 525-530.
- Hooper, D. U., Chapin III, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J. H., et al. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75(1), 3-35.
- Hooten, M. B., Wikle, C. K., Dorazio, R. M. & Royle, J. A. (2007). Hierarchical spatiotemporal matrix models for characterizing invasions. *Biometrics*, 63(2), 558-567.
- Horváth, F., Molnár, Zs., Bölöni, J., Pataki, Zs., Polgár, L., Révész, A., Krasser, D. & Illyés, E. (2008). Fact sheet of the MÉTA Database 1.2. *Acta Botanica Hungarica* 50(Suppl 1), 11-34.
- Horváth, L. (2008). Földrajzi analógia alkalmazása klímaszcenáriók elemzésében és értékelésében (Doktori disszertáció). Budapesti Corvinus Egyetem, Budapest. 103 pp. URI: <http://phd.lib.uni-corvinus.hu/318/>
- Hothorn, T., Hornik, K. & Zeileis, A. (2006): Unbiased recursive partitioning: A conditional inference framework. *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 15(3), 651-674.
- Hughes, L. (2000). Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *Trends in Ecology and Evolution* 15, 56-61.
- Huntley, B. (2007). Limitations on adaptation: Evolutionary response to climatic change? *Heredity*, 98(5), 247-248.
- Ionescu, C., Klein, R.J.T., Hinkel, J., Kavi Kumar, K. & Klein, R. (2009). Towards a Formal Framework of Vulnerability to Climate Change. *Environmental Modeling and Assessment*, 14(1), 1-16.
- IPCC. (2001). *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (ed: McCarthy, J. J., Canziani, O. F., Leary, N. A., Dokken, D. J. & White, K. S.). Cambridge University Press, Cambridge, UK. 1032 pp.
- IPCC. (2007). *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (ed: Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden, P.J. & Hanson, C.E.). Cambridge University Press, Cambridge, UK. 976 pp.
- Iverson, L. R., Prasad, A. & Schwartz, M. W. (1999). Modeling potential future individual tree-species distributions in the eastern United States under a climate change scenario: a case study with *Pinus virginiana*. *Ecological Modelling*, 115(1), 77-93.
- Iverson, L. R., Schwartz, M. W. & Prasad, A. M. (2004). Potential colonization of newly available tree-species habitat under climate change: An analysis for five eastern US species. *Landscape Ecology*, 19(7), 787-799.
- Jackman, S. (2009). pscl: Classes and methods for R developed in the Political Science Computational Laboratory, Department of Political Science, Stanford University. Stanford, California. R package version 1.03.2. URL: <http://pscl.stanford.edu/>
- Jansen, E., Overpeck, J., Briffa, K.R., Duplessy, J.-C., Joos, F., Masson-Delmotte, V., Olago, D., et al., (2007). Palaeoclimate. In: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M. & Miller, H.L. (ed) *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. pp. 433-497.
- Jetz, W., Wilcove, D. S. & Dobson, A. P. (2007). Projected Impacts of Climate and Land-Use Change on the Global Diversity of Birds. *PLoS Biology*, 5(6), e157.

- Jiménez-Valverde, A. & Lobo, J. M. (2007). Threshold criteria for conversion of probability of species presence to either–or presence–absence. *Acta Oecologica*, 31(3), 361–369.
- Jones, R. N. & McInnes, K. L. (2004). A Scoping Study on Impact and Adaptation Strategies for Climate Change in Victoria. Undertaken for the Greenhouse Unit of the Victorian Department of Sustainability and Environment by CSIRO Atmospheric Research, Melbourne, Australia. 59 pp.
- Jump, A. & Peñuelas, J. (2005). Running to stand still: adaptation and the response of plants to rapid climate change. *Ecology letters* 8, 1010–1020.
- Jump, A. S., Mátyás, C. & Peñuelas, J. (2009). The altitude-for-latitude disparity in the range retractions of woody species. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(12), 694–701.
- Jump, A.S., Hunt, J.M. & Penuelas J. (2006). Rapid climate change-related growth decline at the southern range edge of *Fagus sylvatica*. *Global Change Biology*. 12, 2163–2174.
- Kalapos, T., Lellei-Kovács, E., Mojzes, A., Barabás, S. & Kovács-Láng, E. (2006). Ökoszisztéma válaszok egy klímaszimulációs ökológiai terepkísérletben a Duna–Tisza közén II. A talajlégzés és a növényi anyagcsere működésének módosulása. *A globális klímaváltozás: hazai hatások és válaszok* (Posztterek a VAHAVA projekt zárókonferenciáján, 2006.március 9). CD-ROM (ISBN 978-963-508-542-2), KvVM – MTA, Budapest.
- Kalvová, J., Halenka, T., Bezpalcová, K. & Nemešová, I. (2003). Köppen Climate Types in Observed and Simulated Climates. *Studia Geophysica et Geodaetica*, 47(1), 185–202.
- Kearney, M. & Porter, W. (2009). Mechanistic niche modelling: combining physiological and spatial data to predict species' ranges. *Ecology Letters*, 12(4), 334–350.
- Keith, D. & Gorrod, E. (2006). The meanings of vegetation condition. *Ecological Management & Restoration*, 7(Suppl), 7–9.
- Kellermann, V., van Heerwaarden, B., Sgro, C. M. & Hoffmann, A. A. (2009). Fundamental Evolutionary Limits in Ecological Traits Drive *Drosophila* Species Distributions. *Science*, 325(5945), 1244–1246.
- Kelly, P. M. & Adger, W. N. (2000). Theory and practice in assessing vulnerability to climate change and facilitating adaptation. *Climatic Change*, 47(4), 325–352.
- Kinzig, A. P., Ryan, P., Etienne, M., Allison, H., Elmqvist, T. & Walker, B. H. (2006). Resilience and regime shifts: assessing cascading effects. *Ecology and Society* 11(1), 20.
- Kirilenko, A. P., Belotelov, N. V. & Bogatyrev, B. G. (2000). Global model of vegetation migration: incorporation of climatic variability. *Ecological Modelling*, 132(1–2), 125–133.
- Kopf, S., Ha-Duong, M. & Hallegatte, S. (2008). Using maps of city analogues to display and interpret climate change scenarios and their uncertainty. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 8, 905–918.
- Köppen, W. (1936) Das geographische System der Klimate. In: Köppen, W. & Geiger, R. (ed) *Handbuch der Klimatologie*. Gebrüder Borntraeger, Berlin, Germany. pp. 1–46.
- Körner, C. & Basler, D. (2010). Phenology Under Global Warming. *Science*, 327(5972), 1461–1462.
- Kovács-Láng, E., Kröel-Dulay, Gy. & Czúcz, B. (2008). Az éghajlatváltozás hatásai a természetes élővilágra és teendők a megőrzés és kutatás területén. *Természetvédelmi Közlemények* 14, 5–39.
- Kovács-Láng, E., Kröel-Dulay, Gy. & Rédei, T. (2005). A klímaváltozás hatása a természetközeli erdőssztyepp ökoszisztémákra. *Magyar Tudomány* 7, 812–817.

- Kovács-Láng, E., Kröel-Dulay, Gy., Garadnai, J., Barabás, S., Lhotsky, B. & Lellei-Kovács, E. (2006b): Ökoszisztéma válaszok egy klímaszimulációs ökológiai terepkiérletben a Duna–Tisza közén I. *A globális klímaváltozás: hazai hatások és válaszok* (Posztterek a VAHAVA projekt zárókonferenciáján, 2006.március 9). CD-ROM (ISBN 978-963-508-542-2), KvVM – MTA, Budapest.
- Kovács-Láng, E., Kröel-Dulay, Gy., Rédei, T., Lhotsky, B. & Garadnai, J. (2006a): The effect of climate change on forest–steppe ecosystems in the Carpathian Basin. In: Láng, I., Faragó, T., Iványi, Zs. (ed) *Proceedings of the International Conference on Climate Change, Impacts and responses in Central and Eastern European Countries* (Pécs, 2005.11.5–8.), HAS–REC–MEW. pp.294–300.
- Kröel-Dulay, Gy., Kovács-Láng, E., Rédei, T., Garadnai, J., Lhotsky, B., Czúcz, B. & Kucs, P. (2006). Aszály okozta pusztulás és regeneráció homokpusztagyepeken a Duna–Tisza közén. *A globális klímaváltozás: hazai hatások és válaszok* (Posztterek a VAHAVA projekt zárókonferenciáján, 2006.március 9). CD-ROM (ISBN 978-963-508-542-2), KvVM – MTA, Budapest.
- Lakatos, F. & Molnár, M. (2009). Mass mortality of beech (*Fagus sylvatica* L.) in south-west Hungary. *Acta Silv. Lign. Hung.*, 5, 75–82.
- Láng, I., Csete, L. & Jolánkai, M. (ed.) (2007). *A globális klímaváltozás: hazai hatások és válaszok – A VAHAVA Jelentés*. Szaktudás Kiadó Ház, Budapest. 220 pp.
- Latimer, A. M., Wu, S., Gelfand, A. E. & Silander Jr, J. A. (2006). Building statistical models to analyze species distributions. *Ecological Applications*, 16(1), 33–50.
- Lavorel, S., Díaz, S., Cornelissen, J. H. C., Garnier, E., Harrison, S. P., McIntyre, S., Pausas, J. G., et al. (2007). Plant functional types: are we getting any closer to the Holy Grail? In: Canadell, J. G., Pataki, D. E. & Pitelka, L. F. (ed) *Terrestrial ecosystems in a changing world*. Springer, Berlin, Germany. pp. 149–160.
- Le Quéré, C., Raupach, M. R., Canadell, J. G., Marland, G., Bopp, L., Ciais, P., Conway, T. J., et al. (2009). Trends in the sources and sinks of carbon dioxide. *Nature Geoscience*, 2, 831–836.
- Lebourgeois, F., Cousseau, G. & Ducos, Y. (2004). Climate-tree-growth relationships of a *Quercus petraea* stand in the forest of Bercé (“Futaie des clos”, Sarthe, France). *Annals of Forest Science* 61, 361–372.
- Leemans, R., Cramer, W. & Van Minnen, J. G. (1996). Prediction of global biome distribution using bioclimatic equilibrium models. In: Melillo, J. M. & Breymeyer, A. (ed) *Effects of Global Change on Coniferous Forests and Grasslands*. Wiley, New York, USA. pp. 413–440. URI: <http://www.icsu-scope.org/downloadpubs/scope56/Chapter16.html>
- Legendre, P. & Legendre, L. (1998). *Numerical ecology* (2nd ed.). Elsevier, Amsterdam, the Netherlands.
- Lehto, T.E. (2003). The number of Lepidoptera species new to Finland is growing. *Baptria* 28, 16–22.
- Lenoir J., Gégout J.C., Pierrat J.C., Bontemps J.D. & Dhote J.F. (2009). Differences between tree species seedling and adult altitudinal distribution in mountain forests during the recent warm period (1986–2006). *Ecography* 32, 765–777.
- Lenton, T. M., Held, H., Kriegler, E., Hall, J. W., Lucht, W., Rahmstorf, S. & Schellnhuber, H. J. (2008). Tipping elements in the Earth's climate system. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(6), 1786–1793.
- Lindner, M., Maroschek, M., Netherer, S., Kremer, A., Barbati, A., Garcia-Gonzalo, J., Seidl, R., et al. (2010). Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest

- ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 259(4), 698-709.
- Lityinyeckij, I (1986). *A természet mint barométer*. Móra, Budapest – Kárpáti, Uzsgorod – Madách, Bratislava.
- Lobo, J. M., Jimenez-Valverde, A. & Real, R. (2008). AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography*, 17(2), 145-151.
- Locatelli, B. & Imbach, P. (2008). A conceptual model for studying the effects of landscape connectivity on ecosystem adaptation to climate change in Central America. In: *Adaptation of forests and forest management to changing climate: a review of science, policies and practices* (Book of abstracts presented at the International Conference on Adaptation of Forests and Forest Management to Changing Climate with Emphasis on Forest Health). Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala– Umea, Sweden. p. 149.
- Loreau, M., Downing, A. L., Emmerson, M. C., Gonzalez, A., Hughes, J., Inchausti, P., Joshi, J., et al. (2002). A new look at the relationship between diversity and stability. In Loreau, M., Naeem, S. & Inchausti, P. (ed) *Biodiversity and ecosystem functioning. Synthesis and perspectives*. Oxford University Press. Oxford, UK. pp. 79–91
- Lövei, G.L. (1997). Biodiversity – Global change through invasion. *Nature* 388, 627–628.
- Lowe (2005a): IPCC DDC AR4 UKMO-HadCM3 20C3M run1. CERA-DB
"UKMO_HadCM3_20C3M_1", http://cera-www.dkrz.de/WDCC/ui/Compact.jsp?acronym=UKMO_HadCM3_20C3M_1
- Lowe, (2005b): IPCC DDC AR4 UKMO-HadCM3 SRESA2 run1. CERA-DB
"UKMO_HadCM3_SRESA2_1", http://cera-www.dkrz.de/WDCC/ui/Compact.jsp?acronym=UKMO_HadCM3_SRESA2_1
- Lowe, (2005c): IPCC DDC AR4 UKMO-HadCM3 SRESA1B run1. CERA-DB
"UKMO_HadCM3_SRESA1B_1", http://cera-www.dkrz.de/WDCC/ui/Compact.jsp?acronym=UKMO_HadCM3_SRESA1B_1
- Lowe, (2005d): IPCC DDC AR4 UKMO-HadCM3 SRESB1 run1. CERA-DB
"UKMO_HadCM3_SRESB1_1", http://cera-www.dkrz.de/WDCC/ui/Compact.jsp?acronym=UKMO_HadCM3_SRESB1_1
- Luers, A.L. (2005). The surface of vulnerability: An analytical framework for examining environmental change. *Global Environmental Change Part A*, 15(3), 214-223.
- Luoto, M., Virkkala, R., Heikkinen, R. K. & Rainio, K. (2004). Predicting bird species richness using remote sensing in boreal agricultural-forest mosaics. *Ecological Applications*, 14(6), 1946–1962.
- Magyari, E., Chapman, J., Passmore, D., Allen, J., Huntley, J. & Huntley, B. (2010). Holocene persistence of wooded steppe in the Great Hungarian Plain. *Journal of Biogeography*, 37(5), 915-935.
- Malcolm, J. R., Markham, A., Neilson, R. P. & Garaci, M. (2002). Estimated migration rates under scenarios of global climate change. *Journal of Biogeography*, 29(7), 835–849.
- Malhi, Y. & Phillips, O. L. (2004). Tropical forests and global atmospheric change: a synthesis. *Philosophical Transactions B*, 359(1443), 549.
- Malhi, Y., Aragão, L. E. O. C., Galbraith, D., Huntingford, C., Fisher, R., Zelazowski, P., Sitch, S., et al. (2009). Exploring the likelihood and mechanism of a climate-change-induced dieback of the Amazon rainforest. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(49), 20610-20615.

- Manning, A. D., Gibbons, P. & Lindenmayer, D. B. (2009). Scattered trees: a complementary strategy for facilitating adaptive responses to climate change in modified landscapes? *Journal of Applied Ecology*, 46(4), 915-919.
- Manning, A. D., Lindenmayer, D. B. & Nix, H. A. (2004). Continua and Umwelt: novel perspectives on viewing landscapes. *Oikos*, 104(3), 621–628.
- Marmion, M., Parviainen, M., Luoto, M., Heikkinen, R. K. & Thuiller, W. (2009). Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Diversity and Distributions*, 15(1), 59-69.
- Martin, T. G., Wintle, B. A., Rhodes, J. R., Kuhnert, P. M., Field, S. A., Low-Choy, S. J., Tyre, A. J., et al. (2005). Zero tolerance ecology: improving ecological inference by modelling the source of zero observations. *Ecology Letters*, 8(11), 1235-1246.
- Matsui, T., Takahashi, K., Tanaka, N., Hijioka, Y., Horikawa, M., Yagihashi, T. & Harasawa, H. (2009). Evaluation of habitat sustainability and vulnerability for beech (*Fagus crenata*) forests under 110 hypothetical climatic change scenarios in Japan. *Applied Vegetation Science*, 12(3), 328–339.
- Mátyás, C. (2010). Forecasts needed for retreating forests. *Nature*, 464(7293), 1271-1271.
- Mátyás, Cs. & Czimmer, K. (2004): A zonális alsó erdőhatár klímaérzékenysége Magyarországon: előzetes eredmények. In: Mátyás, Cs. & Víg, P. (ed) *Erdő és Klíma IV.*, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron. pp. 35–44.
- McBratney, A. & Moore, A. (1985). Application of fuzzy sets to climatic classification. *Agricultural and Forest Meteorology*, 35(1-4), 165-185.
- McMahon JP, Hutchinson MF, Nix HA, Ord KD (1996). ANUCLIM Version 1 User's Guide. Canberra: ANU, CRES. [see also ANUCLIM 5.0: <http://cres.anu.edu.au/outputs/anuclim.html>.]
- McMichael, A., Scholes, R., Hefny, M., Pereira, E., Palm, C. & Foale, S. (2005). Linking Ecosystem Services and Human Well-being. In: *Ecosystems and Human Well-being: Multi-scale Assessments*. Island Press, Washington DC, USA. pp. 43-60.
- McNeely, J.A. (1990). Climate change and biological diversity: policy implications. Boer, M.M. & de Groot, R.S. (ed) *Landscape: Ecological Impact of Climatic Change*. IOS Press, Amsterdam. pp. 406-429.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington DC, USA. 155 pp.
- Meadows, D. H., Meadows, D. L., Randers, J. & Behrens, W. W. (1972). *The Limits to Growth*. Potomac Associates, Washington DC, USA.
- Meehl, G. A., Covey, C., Delworth, T., Latif, M., McAvaney, B., Mitchell, J. F., Stouffer, R. J., et al. (2007b). The WCRP CMIP3 multimodel dataset. *Bull. Am. Meteorol. Soc*, 88, 1383–1394.
- Meehl, G.A., Stocker, T.F., Collins, W.D., Friedlingstein, P., Gaye, A.T., Gregory, J.M., Kitoh, A., et al. (2007a). Global climate projections. In: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M. & Miller, H.L. (ed) *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. pp. 747-845.
- Menne, B. & Ebi, K. L. (2006). *Climate change and adaptation strategies for human health*. Darmstadt: Steinkopff. 442 pp.
- Menzel, A., Estrella, N. & Fabian, P. (2008). Spatial and temporal variability of the phenological

- seasons in Germany from 1951 to 1996. *Global Change Biology*, 7(6), 657–666.
- Menzel, A., Jakobi, G., Ahas, R., Scheifinger, H. & Estrella, N. (2003). Variations of the climatological growing season (1951–2000) in Germany compared with other countries. *Int. J. Climatol.* 23, 793–812.
- Mészáros, I., Veres, S., Szöllősi, E., Koncz, P., Kanalas, P. & Oláh, V. (2008). Responses of some ecophysiological traits of sessile oak (*Quercus petraea*) to drought stress and heat wave in growing season of 2003. *Acta Biologica Szegediensis*, 52(1), 107–109.
- Metzger, M.J., Leemans, R. & Schröter, D. (2005). A multidisciplinary, multi-scale framework for assessing vulnerabilities to global change. *International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation*, 7(4), 253–267.
- Midgley, G. F., Hughes, G. O., Thuiller, W. & Rebelo, A. G. (2006). Migration rate limitations on climate change-induced range shifts in Cape Proteaceae. *Diversity and Distributions*, 12(5), 555.
- Midgley, G. F., Thuiller, W. & Higgins, S. I. (2007). Plant Species Migration as a Key Uncertainty in Predicting Future Impacts of Climate Change on Ecosystems: Progress and Challenges. In: Canadell, J. G., Pataki, D. E. & Pitelka, L. F. (ed) *Terrestrial ecosystems in a changing world*. Springer, Berlin, Germany. pp. 129–137.
- Miholcsa, T. & Csörgő, T. (2007): A nádiposzáta (*Acrocephalus*) és tücsökmadár (*Locustella*) fajok őszi vonulásának időzítésváltozása. In: Batáry, P. & Körösi, Á. (ed) *3. Szünzoológiai Szimpózium* (Előadások és poszterek összefoglalói), MÖTE, Szeged. p. 40.
- Mika, J. (2004). Regionális éghajlati forgatókönyvek: tények és kétségek. In: Mátyás, Cs. & Víg, P. (ed) *Erdő és Klíma IV.*, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron. p. 79–97.
- Molnár, Zs., Bartha, S., Seregélyes, T., Illyés, E., Botta-Dukát, Z., Tímár, G., Horváth, F. et al. (2007). A grid-based, satellite-image supported, multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA). *Folia Geobotanica*, 42, 225–247.
- Mustin, K., Benton, T. G., Dytham, C. & Travis, J. M. J. (2009). The dynamics of climate-induced range shifting; perspectives from simulation modelling. *Oikos*, 118(1), 131–137.
- Myneni, R. B., Keeling, C. D., Tucker, C. J., Asrar, G. & Nemani, R. R. (1997). Increased plant growth in the northern high latitudes from 1981 to 1991. *Nature*, 386, 698–702.
- Nathan, R., Sapir, N., Trakhtenbrot, A., Katul, G. G., Bohrer, G., Otte, M., Avissar, R., et al. (2005). Long-distance biological transport processes through the air: can nature's complexity be unfolded in silico? *Diversity & Distributions*, 11(2), 131–137.
- Neilson, R. P., Pitelka, L. F., Solomon, A. M., Nathan, R., Midgley, G. F., Fragoso, J. M. V., Lischke, H., et al. (2005). Forecasting regional to global plant migration in response to climate change. *BioScience*, 55(9), 749–759.
- Németh, F. & Seregélyes, T. (1989). *Természetvédelmi információs rendszer: adatlap kitöltési útmutató*. Kézirat. Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest. 46. pp.
- Newell, B., Crumley, C. L., Hassan, N., Lambin, E. F., Pahl-Wostl, C., Underdal, A. & Wasson, R. (2005). A conceptual template for integrative human-environment research. *Global Environmental Change Part A*, 15(4), 299–307.
- Niemeijer, D. & de Groot, R. S. (2008). A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecological indicators*, 8(1), 14–25.
- Normand, S., Treier, U. A., Randin, C., Vittoz, P., Guisan, A. & Svenning, J. (2009). Importance of abiotic stress as a range-limit determinant for European plants: insights from species responses to climatic gradients. *Global Ecology and Biogeography*, 18(4), 437–449.

- Noss, R.F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4(4), 355-364.
- Noss, R.F. (2001). Beyond Kyoto: Forest management in a time of rapid climate change. *Conservation Biology* 15, 578–590.
- OMSZ (2001): *Magyarország Éghajlati Atlasza*. Országos Meteorológiai Szolgálat, Budapest. 108 pp.
- Opdam, P. & Wascher, D. (2004). Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biological Conservation*, 117(3), 285-297.
- Opdam, P., Steingröver, E. & Rooij, S. (2006). Ecological networks: a spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. *Landscape and urban planning*, 75(3-4), 322–332.
- Parkes, D., Newell, G. & Cheal, D. (2003). Assessing the quality of native vegetation: the ‘habitat hectares’ approach. *Ecological Management and Restoration*, 4(Suppl. 1), 29-38.
- Parmesan, C. & Yohe, G. (2003). A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421, 37–42.
- Parmesan, C., Root, T. & Willig, M. R. (2000). Impacts of Extreme Weather and Climate on Terrestrial Biota. *Bull. of the Am. Met. Soc.* 81(3), 443–450.
- Parry, M.L. & Carter, T.R. (1998). *Climate Impact and Adaptation Assessment: A Guide to the IPCC Approach*. Earthscan, London, UK. 166 pp.
- Pásztor, E. & Oborny, B. (ed.) (2007). *Ökológia*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 420 pp.
- Patt, A., Klein, R.J. & de la Vega-Leinert, A. (2005). Taking the uncertainty in climate-change vulnerability assessment seriously. *Comptes Rendus Geosciences*, 337(4), 411-424.
- Pearman, P. B., Randin, C. F., Broennimann, O., Vittoz, P., Knaap, W. O., Engler, R., Le Lay, G., et al. (2008). Prediction of plant species distributions across six millennia. *Ecology Letters*, 11(4), 357-369.
- Pearson, R.G. & Dawson, T.P. (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*, 12(5), 361-371.
- Pearson, R.G. (2006). Climate change and the migration capacity of species. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(3), 111–113.
- Penuelas, J. & Boada, M. (2003). A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain). *Global Change Biology*, 9(2), 131–140.
- Penuelas, J., Ogaya, R., Boada, M. & Jump, A.S. (2007). Migration, invasion and decline: changes in recruitment and forest structure in a warming-linked shift of European beech forest in Catalonia (NE Spain). *Ecography* 30, 829-837.
- Perry, A. L., Low, P. J., Ellis, J. R. & Reynolds, J. D. (2005). Climate Change and Distribution Shifts in Marine Fishes. *Science*, 308(5730), 1912-1915.
- Phillips, S. J. & Dudík, M. (2008). Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31(2), 161-175.
- Pickett, S.T.A. (1989). Space-for-time substitution as an alternative to long-term studies. In Likens, G.E. (ed.) *Long-Term Studies in Ecology: Approaches and Alternatives*. Springer, New York. pp. 110-135.
- Pino, J., Roda, F., Ribas, J. & Pons, X. (2000). Landscape structure and bird species richness: implications for conservation in rural areas between natural parks. *Landscape and Urban*

Planning, 49(1-2), 35–48.

- Potts, J. M. & Elith, J. (2006). Comparing species abundance models. *Ecological Modelling*, 199(2), 153–163.
- Prentice, I. C., Bondeau, A., Cramer, W., Harrison, S. P., Hickler, T., Lucht, W., Sitch, S., et al. (2007). Dynamic global vegetation modelling: quantifying terrestrial ecosystem responses to large-scale environmental change. In: Canadell, J. G., Pataki, D. E. & Pitelka, L. F. (ed) *Terrestrial ecosystems in a changing world*. Springer, Berlin, Germany. pp. 175–192.
- Purves, D. & Pacala, S. (2008). Predictive models of forest dynamics. *Science*, 320(5882), 1452.
- Quinlan JR (1993): C4.5: Programs for Machine Learning. Morgan Kaufmann, San Mateo, CA, USA.
- R Development Core Team (2009). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL: <http://www.R-project.org>.
- Raftoyannis, Y. & Radoglou, K. (2002). Physiological responses of beech and sessile oak in a natural mixed stand during a dry summer. *Ann. Bot.* 89, 723–730.
- Randin, C., Engler, R., Normand, S., Zappa, M., Zimmermann, N., Pearman, P., Vittoz, P., et al. (2009). Climate change and plant distribution: local models predict high-elevation persistence. *Global Change Biology*, 15(6), 1557–1569.
- Rédei, T., Kröel-Dulay, Gy., Barabás, S., Lellei-Kovács, E., Szabó, R. & Török, K. (2008). A network of long-term ecological and socio-economic research sites to study the effects of land use change. In: Kovács-Láng, E., Molnár, E., Kröel-Dulay, Gy. & Barabás, S. (ed) *The KISKUN LTER: Long term Ecological research in the Kiskunság, Hungary*. MTA ÖBKI, Vácrátót. pp. 15–19.
- Rey-Benayas, J. M., Bullock, J. M. & Newton, A. C. (2008). Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(6), 329–336.
- Reznick, D. N. & Ghalambor, C. K. (2001). The population ecology of contemporary adaptations: what empirical studies reveal about the conditions that promote adaptive evolution. *Genetica*, 112(1), 183–198.
- Richards, J., Mokrech, M., Berry, P. & Nicholls, R. (2008). Regional assessment of climate change impacts on coastal and fluvial ecosystems and the scope for adaptation. *Climatic Change*, 90(1), 141–167.
- Richardson, D. M. & Pysek, P. (2006). Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography*, 30(3), 409.
- Ripley B (2005): The rpart package – Version 3.1–23. <http://cran.r-project.org/doc/packages/rpart.pdf>.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, A., Chapin, F. S., Lambin, E. F., Lenton, T. M., et al. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*, 461(7263), 472–475.
- Rosenzweig, C., Karoly, D., Vicarelli, M., Neofotis, P., Wu, Q., Casassa, G., Menzel, A., et al. (2008). Attributing physical and biological impacts to anthropogenic climate change. *Nature*, 453(7193), 353–357.
- Rothman D.S. & Robinson, J.B. (1997). Growing pains: A conceptual framework for considering integrated assessments. *Environmental Monitoring and Assessment*, 46(1), 23–43.
- Roy, D.B. & Sparks T.H. (2000). Phenology of British butterflies and climate change. *Global Change Biology* 6, 407–416.

- Sahney, S. & Benton, M. J. (2008). Recovery from the most profound mass extinction of all time. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 275(1636), 759-765.
- Saisana, M., Saltelli, A. & Tarantola, S. (2005). Uncertainty and sensitivity analysis techniques as tools for the quality assessment of composite indicators. *Journal of the Royal Statistical Society Series A*, 168(2), 307-323.
- Sala, O.E. (2005). Biodiversity across scenarios. In: Carpenter, S., Pingali, P., Bennett, E. & Zurek, M. (ed) *Ecosystems and Human Well-being: Volume 2: Scenarios*. Island Press, Washington DC, USA. pp. 375-408.
- Salas (2005a): IPCC DDC AR4 CNRM-CM3 20C3M run1. CERA-DB "CNRM_CM3_20C3M_1", http://cera-www.dkrz.de/WDCC/ui/Compact.jsp?acronym=CNRM_CM3_20C3M_1
- Salas (2005b): IPCC DDC AR4 CNRM-CM3 SRESA2 run1. CERA-DB "CNRM_CM3_SRESA2_1", http://cera-www.dkrz.de/WDCC/ui/Compact.jsp?acronym=CNRM_CM3_SRESA2_1
- Salisbury, E. J. (1926). The geographical distribution of plants in relation to climate factors. *Geogr. J.* 57, 312–335.
- Saltelli, A., Ratto, M., Andres, T., Campolongo, F., Cariboni, J., Gatelli, D. Saisana, M. & Tarantola, S. (2008). *Global Sensitivity Analysis. The Primer*. Wiley, New York, USA. 304 pp.
- Sauer, J.D. (1988). *Plant Migration: The Dynamics of Geographic Patterning in Seed Plant Species*. Berkeley: University of California Press
- Scheffer, M., Bascompte, J., Brock, W. A., Brovkin, V., Carpenter, S. R., Dakos, V., Held, H., et al. (2009). Early-warning signals for critical transitions. *Nature*, 461(7260), 53–59.
- Scheifinger, H., Menzel, A., Koch, E., Peter, C. & Ahas, R. (2002). Atmospheric mechanisms governing the spatial and temporal variability of phenological phases in central Europe. *Int. J. Climatol.*, 22, 1739–1755.
- Scheller, R. M. & Mladenoff, D. J. (2005). A spatially interactive simulation of climate change, harvesting, wind, and tree species migration and projected changes to forest composition and biomass in northern Wisconsin, USA. *Global Change Biology*, 11(2), 307-321.
- Scheller, R. M. & Mladenoff, D. J. (2008). Simulated effects of climate change, fragmentation, and inter-specific competition on tree species migration in northern Wisconsin, USA. *Climate Research*, 36, 191–202.
- Schröter, D. (2005). Vulnerability to Changes in Ecosystem Services. CID Graduate Student and Postdoctoral Fellow Working Paper No. 10. Science, Environment and Development Group, Center for International Development, Harvard University, Cambridge, MA, USA. 27 pp.
- Schröter, D., Cramer, W., Leemans, R., Prentice, I. C., Araujo, M. B., Arnell, N. W., Bondeau, A., et al. (2005a). Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe. *Science*, 310(5752), 1333-1337.
- Schröter, D., Polsky, C. & Patt, A. G. (2005b). Assessing vulnerabilities to the effects of global change: an eight step approach. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 10(4), 573-595.
- Schwartz, M. W., Iverson, L. R. & Prasad, A. M. (2001). Predicting the Potential Future Distribution of Four Tree Species in Ohio Using Current Habitat Availability and Climatic Forcing. *Ecosystems*, 4(6), 568-581.
- Schwartz, S. & Carpenter, K. M. (1999). The right answer for the wrong question: consequences of type III error for public health research. *American Journal of Public Health*, 89(8), 1175-

- Settele, J., Kudrna, O., Harpke, A., Kühn, I., Van Swaay, C., Verovnik, R., Warren, M. S., et al. (2008). *Climatic risk Atlas of European butterflies*. Pensoft, Sofia, Bulgaria. 710 pp.
- Shannon, C.E. (1948). A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal* 27: 379–423 & 623–656.
- Sinclair, S. J., White, M. D. & Newell, G. R. (2010). How Useful Are Species Distribution Models for Managing Biodiversity under Future Climates? *Ecology and Society*, 15(1), 8.
- Sipos, V., Kohler, A., Köder, M. & Janauer, G. (2003). Macrophyte vegetation of Danube canals in Kiskunság(Hungary). *Archiv für Hydrobiologie. Supplementband. Large rivers*, 14(1-2), 143-166.
- Sitch, S., Smith, B., Prentice, I. C., Arneth, A., Bondeau, A., Cramer, W., Kaplan, J. O., et al. (2003). Evaluation of ecosystem dynamics, plant geography and terrestrial carbon cycling in the LPJ dynamic global vegetation model. *Global Change Biology*, 9(2), 161-185.
- Skov F & Svenning JC (2004): Potential impact of climatic change on the distribution of forest herbs in Europe. *Ecography*, 27(3):366-380.
- Smith, B., Prentice, I. C. & Sykes, M. T. (2001). Representation of vegetation dynamics in the modelling of terrestrial ecosystems: comparing two contrasting approaches within European climate space. *Global Ecology and Biogeography*, 10(6), 621–637.
- Somero, G. N. (2010). The physiology of climate change: how potentials for acclimatization and genetic adaptation will determine 'winners' and 'losers'. *J Exp Biol*, 213(6), 912-920.
- Southern, A. (2008). Implementing an Integrated Approach to Natural Resource Governance: A Case Study in Whole Landscape Design at the Catchment Scale (Doktori disszertáció). University of East Anglia. 245 pp. URI: http://researchpages.net/media/resources/2009/08/01/Southern_2008_PhD_thesis_integrated_natural_resource_governance_final.pdf
- Stewart, J. R. & Lister, A. M. (2001). Cryptic northern refugia and the origins of the modern biota. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(11), 608-613.
- Stockwell, D. & Peters, D. (1999). The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographical Information Science*, 13, 143-158.
- Svenning, J. & Skov, F. (2007). Could the tree diversity pattern in Europe be generated by postglacial dispersal limitation? *Ecology Letters*, 10(6), 453-460.
- Svenning, J. C. & Skov, F. (2004). Limited filling of the potential range in European tree species. *Ecology Letters*, 7(7), 565-573.
- Swets, J.A. (1988). Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science* 240, 1285–1293.
- Swihart, R.K. & Verboom, J. (2003). Using ecologically scaled landscape indices to assess biodiversity consequences of landuse decisions. In: Swihart, R.K. & Moore, J.E. (ed) *Conserving Biodiversity in Agricultural Landscapes: Model-based Planning Tools*, Purdue University Press, West Lafayette, IN, USA. pp. 81-102.
- Szentkirályi, F. (2002). Fifty-year-long insect survey in Hungary: T. Jermy's contributions to light-trapping. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 48(Suppl 1), 85–105.
- Szépszó, G. & Horányi, A. (2008). Transient simulation of the REMO regional climate model and its evaluation over Hungary. *Időjárás*, 112(3-4), 203–231.
- Takács, G. & Molnár, Zs. (ed.) (2009). *Élőhelyterképezés. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó*

- Rendszer XI. (Második átdolgozott kiadás). MTA ÖBKI, Vácrátót – KvVM, Budapest, 77 pp.
- ten Brink, B.J.E. (2000). *Biodiversity indicators for the OECD Environmental Outlook and strategy: a feasibility study*. RIVM Rapporten No. 25, RIVM, the Netherlands. URI: <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/402001014.pdf>
- Terhivuo, J. (1988). Phenology of spawning for the common frog (*Rana temporaria* L.) in Finland from 1846 to 1986. *Annales Zoologici Fennici*, 25, 165–175.
- Theurillat, J. & Guisan, A. (2001). Potential Impact of Climate Change on Vegetation in the European Alps: A Review. *Climatic Change*, 50(1), 77–109.
- Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F.N., et al. (2004): Extinction risk from climate change. *Nature*. 427: 145–48.
- Thuiller, W. (2003). BIOMOD- optimizing predictions of species distributions and projecting potential future shifts under global change. *Global Change Biology*, 9(10), 1353–1362.
- Thuiller, W., Broennimann, O., Hughes, G., Alkemade, J. R. M., Midgley, G. F. & Corsi, F. (2006a). Vulnerability of African Mammals to Anthropogenic Climate Change Under Conservative Land Transformation Assumptions. *Global Change Biology*, 12(3), 424–440.
- Thuiller, W., Lafourcade, B., Engler, R. & Araújo, M. B. (2009). BIOMOD: a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography*, 32, 363–373.
- Thuiller, W., Richardson, D. M., Rouget, M., Proches, S. & Wilson, J. R. (2006b). Interactions between environment, species traits, and human uses describe patterns of plant invasions, *Ecology*, 87(7), 1755–1769.
- Thuiller, W., Vayreda, J., Pino, J., Sabate, S., Lavorel, S. & Gracia, C. (2003). Large-scale environmental correlates of forest tree distributions in Catalonia (NE Spain). *Global Ecology & Biogeography*, 12(4), 313–325.
- Tilman, D. (1993). Community Diversity and Succession: The Roles of Competition, Dispersal, and Habitat Modification. In: Schulze, E.D. & Mooney, H.A. (ed) *Biodiversity and Ecosystem Function*, Springer, Berlin, Germany. pp. 327–344.
- Tóth, J. A., Papp, M., Krakomperger, Zs. & Kotroczó, Zs. (2006): A klímaváltozás hatása egy cseres–tölgyes erdő struktúrájára (Sikfőkút Project). *A globális klímaváltozás: hazai hatások és válaszok* (Posztterek a VAHAVA projekt zárókonferenciáján, 2006.március 9). CD-ROM (ISBN 978-963-508-542-2), KvVM – MTA, Budapest.
- Tuba, Z. (2003). Az emelkedő légköri CO₂ koncentráció növényökológiai hatásai. *Agro–21 Füzetek* 32, 110–127.
- Turner II, B. L., Kasperson, R. E., Matson, P. A., McCarthy, J. J., Corell, R. W., Christensen, L., Eckley, N., et al. (2003). A framework for vulnerability analysis in sustainability science. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100(14), 8074–9.
- Turner, M.G., Gardner, R.H. & O'Neill, R.V. (2001). *Landscape ecology in theory and practice*. Springer, New York, USA. 401 pp.
- Udvardy, L. & Facsar, G. (1999). Vascular adventives signing changes in the global and local climate in Hungary. In: Eliáš, P.(ed.) *Invázie a invázne organizmy*. Príspevky z Vedeckej Konferencie Nitra, 18–20. November 1998. 8 pp.
- Umina, P. A., Weeks, A. R., Kearney, M. R., McKechnie, S. W. & Hoffmann, A. A. (2005). A rapid shift in a classic clinal pattern in *Drosophila* reflecting climate change. *Science*, 308(5722), 691.
- UNDP (United Nations Development Programme) (2003). *User's Guidebook for the Adaptation Policy Framework*. Final Draft. UNDP, New York, USA. URI:

<http://www.undp.org/climatechange/adapt/apf.html>

- UNEP (United Nations Environment Programme) (2002): *Global Environmental Outlook 3*. Earthscan, London. URI: <http://www.unep.org/GEO/geo3/english/index.htm>
- Vafeidis, A. T., Nicholls, R. J., McFadden, L., Tol, R. S., Hinkel, J., Spencer, T., Grashoff, P. S., et al. (2008). A new global coastal database for impact and vulnerability analysis to sea-level rise. *Journal of Coastal Research*, 24(4), 917–924.
- Várallyay, Gy., Szűcs, L., Murányi, A., Rajkai, K. & Zilahy, P. (1979). Magyarország termőhelyi adottságait meghatározó talajtani tényezők 1:100000 méretarányú térképe I. *Agrokémia és Talajtan* 28, 363–384.
- Várallyay, Gy., Szűcs, L., Murányi, A., Rajkai, K. & Zilahy, P. (1980). Magyarország termőhelyi adottságait meghatározó talajtani tényezők 1:100000 méretarányú térképe II. *Agrokémia és Talajtan* 29: 35–76.
- Varela, S., Rodríguez, J. & Lobo, J. M. (2009). Is current climatic equilibrium a guarantee for the transferability of distribution model predictions? A case study of the spotted hyena. *Journal of Biogeography*, 36(9), 1645–1655.
- Venables, W. N. & Ripley, B. D. (2002). *Modern applied statistics with S* (4th ed.). Springer, New York, USA. 496 pp.
- Visser, M. E. (2008). Keeping up with a warming world; assessing the rate of adaptation to climate change. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 275(1635), 649–659.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J. & Melillo, J. M. (1997). Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277(5325), 494–499.
- von Maltitz, G.P., Scholes, R.J., Erasmus, B. & Letsoalo, A. (2006). *Adapting conservation strategies to accommodate impacts of climate change in southern Africa*. Working paper No. 35, Assessments of Impacts and Adaptations to Climate Change (AIACC), Washington DC, USA. 53 pp. URI: http://www.aiaccproject.org/working_papers/Working%20Papers/AIACC_WP35_vonMaltitz.pdf
- Vos CC, Verboom J, Opdam PFM & ter Braak C (2001): Toward ecologically scaled landscape indices. *The American Naturalist*, 157(1):24–41.
- Vos, C. C., Berry, P., Opdam, P., Baveco, H., Nijhof, B., O'Hanley, J., Bell, C., et al. (2008). Adapting landscapes to climate change: examples of climate-proof ecosystem networks and priority adaptation zones. *Journal of Applied Ecology*, 45(6), 1722–1731.
- Wackernagel, M., Schulz, N. B., Deumling, D., Linares, A. C., Jenkins, M., Kapos, V., Monfreda, C., et al. (2002). Tracking the ecological overshoot of the human economy. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(14), 9266–9271.
- Walker, B., Holling, C. S., Carpenter, S. R. & Kinzig, A. (2004). Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. *Ecology and Society*, 9(2), 5.
- Walkovszky, A. (1998). Changes in phenology of the locust tree (*Robinia pseudoacacia* L.) in Hungary. *Int.J. Biometeorology*, 1, 155–160.
- Walther, G-R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T. J. C., Fromentin, J-M., Hoegh-Guldberg, O. & Bairlein, F. (2002): Ecological response to recent climate change. *Nature* 416, 389–395.
- Walther, G-R., Roques, A., Hulme, P. E., Sykes, M. T., Pysek, P., Kühn, I., Zobel, M., et al. (2009). Alien species in a warmer world: risks and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(12), 686–693.
- Weibull, A. C., Bengtsson, J. & Nohlgren, E. (2000). Diversity of butterflies in the agricultural

- landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography*, 23(6), 743–750.
- Weibull, A. C., Östman, Ö. & Granqvist, A. (2003). Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. *Biodiversity and Conservation*, 12(7), 1335–1355.
- Williams, J. W. & Jackson, S. T. (2007). Novel climates, no-analog communities, and ecological surprises. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(9), 475–482.
- Williams, J. W., Jackson, S. T. & Kutzbach, J. E. (2007). Projected distributions of novel and disappearing climates by 2100 AD. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(14), 5738.
- Williams, P., Hannah, L., Andelman, S., Midgley, G., Araujo, M., Hughes, G., Manne, L., et al. (2005). Planning for climate change: identifying minimum-dispersal corridors for the Cape Proteaceae. *Conservation Biology*, 19(4), 1063–1074.
- Willis, S. G., Thomas, C. D., Hill, J. K., Collingham, Y. C., Telfer, M. G., Fox, R. & Huntley, B. (2009). Dynamic distribution modelling: predicting the present from the past. *Ecography*, 32(1), 5–12.
- Wilson, R. J., Gutiérrez, D., Gutiérrez, J., Martínez, D., Agudo, R. & Monserrat, V. J. (2005). Changes to the elevational limits and extent of species ranges associated with climate change. *Ecology Letters*, 8(11), 1138–1146.
- Winder, M. & Schindler, D. E. (2004). Climate change uncouples trophic interactions in an aquatic ecosystem. *Ecology*, 85(8), 2100–2106.
- Wolf, S., Lincke, D., Hinkel, J., Ionescu, C. & Bisaro, S. (2008). *A Formal Framework of Vulnerability: Final Deliverable to the ADAM Project*. FAVAIA working paper 8, Potsdam Institute for Climate Impact Research, Potsdam, Germany. URI: <http://www.pik-potsdam.de/research/research-domains/transdisciplinary-concepts-and-methods/project-archive/favaia/pubs/favaiaworkingpaper8.pdf>
- Woodward, F. I. (1988). *Climate and plant distribution*. Cambridge University Press, Cambridge. 174 pp.
- Yachi, S. & Loreau, M. (1999). Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: the insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 96(4), 1463.
- Yohe, G. & Tol, R.S.J. (2002). Indicators for social and economic coping capacity: Moving toward a working definition of adaptive capacity. *Global Environmental Change*, 12(1), 25–40.
- Zhou, L. M., Tucker, C. J., Kaufmann, R. K., Slayback, D., Shabanov, N. V. & Myneni, R. B. (2001). Variations in northern vegetation activity inferred from satellite data of vegetation index during 1981 to 1999. *J. Geophys. Res. Atmos.* 106, 20069–20083.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N. & Elphick, C. S. (2009). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1(1), 3–14.

M2 melléklet: A MÉTA program során térképezett élőhelyek jegyzéke

Források: Bölöni et al. 2007. (a rövid élőhely-definíciókhoz) és Bölöni et al. in prep. (a Natura 2000 élőhelytípusok hozzárendeléséhez).

Hínárnövényzet

- A1** – Állóvízi sulymos, békalencsés, rucaörömös, tócsagazos hínár
Eutróf állóvizek lebegő és sekélyen gyökerező egyéves, magas borítási értékű hínártársulásai és hínárállományai.
- A23** – Tündérrózsás, vízitökös, rencés, kolokános (láptavi) hínár
Disztróf termőhelyeket (a láposodás kezdeti stádiumát) jelző, többnyire nagy termetű, gyökérrel rögzült hínárnövények többé-kevésbé összefüggő gyepe a víz felszíne fölé emelkedő dekoratív szaporító szervekkel.
- A3a** – Áramlónóvízi, (nagylevelű) békaszőlős, tündérfátylas hínár (Natura 2000: 3150)
A víz különböző mozgásvizonyait elviselő, többnyire nagy termetű, szubmerz és emerz gyökérrel rögzült, évelő, pionír növénytársulások.
- A4** – Békaliliomos és más lápi hínár (Natura 2000: 3160)
*Disztróf és oligotróf vizek, főleg láptavak termofil, lebegő vagy sekélyen gyökerező hínártársulásai, főleg *Hottonia*-val és *Aldrovanda*-val.*
- A5** – Szikes, víziboglárkás, tófonalas vagy csillárkamoszatos hínár (Natura 2000: 1530)
*Kis termetű gyökerező hínárnövények sekély, szikes tavakban vagy tócsákban élő úszó (*Ranunculus*) vagy alámerült (*Zannichelia*, *Potamogeton*, *Chara*) fajszerű hínárvegetációja.*

Nádasok és mocsarak

- B1a** – Nem tőzegképző nádasok, gyékényesek és tavikákások
*Vizek, vízpartok magas, legyökerezett, tőzeget nem képező, sűrű lágyszárú növényzete a *Phragmites australis*, a *Typha latifolia* és a *T. angustifolia* fajok valamelyikének vagy keverékének dominanciájával. A természetesebb állományok termőhelyét a vegetációs időszak legalább egy részében víz önti el. Az idegenhonos fajok maximális borítási aránya 50%. Fontos: a legtöbb nádasban van valamekkora tőzegképződés, ennek mértéke és a kísérőfajok a meghatározók.*
- B1b** – Nádas úszólápok, lápos, tőzeges nádasok és télisásosok (Natura 2000: 7210)
*Rhizómás, nagy termetű vízparti lágyszárúak által alkotott és uralt úszó (lebegő) és teresztis lápok. Semleges vagy disztróf vizek felszínén kialakult, lágyszárú fajok uralta növényegységek, ezek mederre gyökerezett utódai, vagy eleve sekély vízben álló, eredetileg legyökerező, láposodott, tőzeges talajú nádasok, télisásosok. Az úszó formák közül ide a mezo-, illetve eutróf vízen kialakult *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, *Typha latifolia*, *Carex* spp., *Cladium mariscus*, valamint *Thelypteris palustris* dominálta lápok tartoznak.*
- B2** – Harmatkásás, békabuzogányos mocsári-vízparti növényzet
*Édesvizek, vízpartok közepes magasságú, többnyire laza szerkezetű növénytársulásai által jellemezhető, napfényes, általában sekély vízű, pionír jellegű élőhelyei, amelyek hosszabb-rövidebb idő alatt (pl. évekétizedek) nádasokká vagy sásosokká alakulhatnak át. Jellemző, illetve domináns fajaik: *Glyceria maxima*, *Sparganium erectum*, *Phalaroides* (*Phalaris*, *Baldingera*) *arundinacea*, *Glyceria notata*, *Sagittaria sagittifolia*, *Leersia oryzoides*, *Acorus calamus*. Ide soroljuk a parti növények által létrehozott, monodomináns úszógyepeket.*

B3 – Vízparti virágkákás, csetkákás, vízi hídörös, mételykórós mocsarak

Alacsony, többnyire kevésbé versenyképes mocsári növények által alkotott, általában laza szerkezetű vagy törpe termetű mocsári növények állományaiból álló, gyakran iszapos felszínnű, vízparti társulások. Jellemző fajok: *Butomus umbellatus*, *Alisma*-fajok, *Eleocharis palustris*. Élőhelyi adottságai miatt ide soroljuk a mételykórós mocsarakat, továbbá a *Bolboschoenus maritimus* nem szikes élőhelyeken előforduló állományait is.

B4 – Lápi zsombékosok (Natura 2000: 7230)

Legalább időszakosan vízzel borított, tápanyaggal közepesen ellátott termőhelyen kialakuló gyepes társulások, amelyekre jellemző, hogy a növényzet növekedése révén szembeűnő felszíni egyenlőtlenségek (az állományon belül éles határral elváló zsombék-semlyék és / vagy néha úszógyep mozaikok) jönnek létre. A növényzet alatt rendszeren tőzegképződés folyik. A domináns zsombékképző fajok a következők lehetnek: *Calamagrostis canescens*, *Calamagrostis neglecta*, *Carex appropinquata*, *C. elata*, *C. lasiocarpa*, *C. paniculata*, *C. pseudocyperus*, *C. rostrata*, *Juncus maritimus*, nagyon ritkán a *Carex buxbaumii*, *C. elongata*. Az idegenhonos, többnyire inváziós fajok maximális aránya 50%.

B5 – Nem zsombékoló magassásrétek

Legalább időszakosan vízzel borított, tápanyaggal jól ellátott termőhelyen kialakuló gyepes társulások, amelyekre jellemző, hogy a növényzet növekedése révén szembeűnő felszíni egyenlőtlenségek csak kivételesen jönnek létre. A növényzet alatt tőzegképződés rendszerint nem folyik. A domináns fajok a következők lehetnek: *Carex acuta* (= *C. gracilis*), *C. acutiformis*, *C. disticha*, *C. melanostachya*, *C. otrubae* (= *C. cuprina*), *C. riparia*, *C. vesicaria*, *C. vulpina*. Az idegenhonos (többnyire inváziós) fajok maximális aránya (amennyiben egyébként az élőhely egyértelműen azonosítható) 50%.

B6 – Zsíókás és sziki kákás szikes mocsarak (Natura 2000: 1530)

Erősen szikes talajú, a vegetációs időszak jelentős részében (esetleg egészében) szikes vízzel borított mocsarak, amelyek növényzetét uralkodóan *Bolboschoenus maritimus*, *Scirpus lacustris* subsp. *tabernaemontani*, *Eleocharis uniglumis*, *Scirpus litoralis*, esetleg konzociáció alkotóként a *Phragmites australis* alkotja.

BA – Csatornák, szabályozott patakok, mesterséges tavak parti zónájában és közvetlen partközeli víztestében kialakult fragmentális mocsarak és kisebb hínarasok

Belvízelvezető, öntöző stb. csatornák, mesterségesen szabályozott, csatornásított patakok, erek, valamint mesterségesen kialakított állóvizek (halastavak, víztározók, bányagödrök, kubikok, vályogvetők, öntözőgödrök) rendszerint sávszerű, de mozaikos (hosszabb-rövidebb szakaszonként váltakozó) parti mocsári zónája (nádas, sásos, hídörös, harmatkásás stb.) és a közvetlenül partközeli víztestben, illetve a mocsárnövényzet öbleiben lévő hínármozaik. Lehet ártéri-mocsári, lápi és sziki jellegű. Inváziós fajok borításaránya legfeljebb 50%.

Forrásgyepek és tőzegmohás lápok

C1 – Forrásgyepek

Források, felszínre kerülő rétegvizek környékén, hűvös, párás környezetben kialakuló, főként mohák, illetve 1-2 edényes növényfaj által dominált élőhelyek.

C23 – Tőzegmohás átmeneti lápok és tőzegmohalápok (Natura 2000: 7140)

Mohaszintjében tőzegmohák által uralt, zömükben fátlan lápok. Mészben, tápanyagban szegény, savanyú talajú ill. vízű, kis kiterjedésű vizes élőhelyek, amelyekben tőzegképződés zajlik. Uralkodók bennük a tőzegmohák, melyek vagy kiterjedt szőnyeget alkotnak, vagy sásfélék (esetleg gyékény, nád) között fordulnak elő. A növényzet felszínéhez közel, állandó felszín alatti vízborítás jellemzi őket, vagy úsznak (tehát a vízben úszó tőzegen jön létre a tőzegmohás).

Nedves gyepek és magaskórósok

D1 – Láprétek (*Caricion davallianae*) (Natura 2000: 7230)

Bázisokban gazdag, többnyire mésztartalmú, állandóan nedves aljzaton fejlődő, üde lápréti növénytársulások, amelyek megjelenése rendszerint alacsony gyepes (részben zsombékos) jellegű. A talajvíz szintje egész évben a talajfelszín közelében van (a zsombékos állományokban időszakosan lehet kissé magasabb), gyakran szivárog, néha vékony rétegben a felszínen is. Domináns faj lehet a *Carex davalliana*, *C. lasiocarpa*, *Eriophorum angustifolium*, *E. latifolium*, *Juncus subnodulosus*, *Menyanthes trifoliata*, *Schoenus nigricans*, *Sesleria uliginosa* (*S. caerulea*). Az idegenhonos (többnyire inváziós) fajok maximális aránya (amennyiben egyébként az élőhely egyértelműen azonosítható) 50%.

D2 – Kékperjés rétek (Natura 2000: 6410)

Nedves réti növénytársulások, amelyekben kékperje (*Molinia*) fajok uralkodnak. A talajvíz rendszerint nem éri el a felszínt. A talaj rendszerint erősen humuszos vagy tőzeges. Domináns lehet a *Molinia hungarica* vagy a *Molinia arundinacea*. Az idegenhonos (többnyire inváziós) fajok maximális aránya (amennyiben egyébként az élőhely egyértelműen azonosítható) 50%.

D34 – Mocsárrétek (Natura 2000: 6440, 6510)

A vegetációs időszak jelentős részében üde (tavasszal gyakran vízállásos, de nyárra kiszáradó), nem tőzegesedő talajok szikes fajokban szegény magas füvű réttei. Leginkább a domináns fűfajokról [*Agrostis alba*, *Alopecurus pratensis*, *Deschampsia caespitosa*, *Festuca arundinacea*, *F. pratensis*, *Poa pratensis*, *P. trivialis*, *Phalaroides* (*Phalaris*, *Baldingera*)] ismerhető fel, de ezek egy része más élőhelyeken is dominálhat. Mellettük mindig jelentős mennyiségben előfordulnak réti kétszikű fajok is. Az idegenhonos (többnyire inváziós) fajok maximális aránya (amennyiben egyébként az élőhely egyértelműen azonosítható) 50%.

D5 – Patakparti és lápi magaskórósok (Natura 2000: 6430, 6410)

Állandó, jó vízellátottságú, elsősorban hegy- és dombvidéki, ritkábban alföldi területeken kialakuló, 1-2 m magas, dús lombú, nagy levélfelületű kétszikű fajok (*Petasites hybridus*, *Angelica sylvestris*, *Cirsium oleraceum*, *Filipendula ulmaria* stb.) uralta, gyakran szegély jellegű, üde növényzet. Az idegenhonos (többnyire inváziós) fajok maximális aránya (amennyiben egyébként az élőhely egyértelműen azonosítható) 50%.

D6 – Ártéri és mocsári magaskórósok (Natura 2000: 6430)

Hullámtéri, ártéri és mocsári élőhelyeken kialakuló, magasnövésű kétszikű fajok által dominált élőhely. Jellemző fajok: *Tanacetum* (*Chrysanthemum*) *vulgare*, *Althaea officinalis*, *Lythrum salicaria*, *Lythrum virgatum*, *Lysimachia vulgaris*, *Pastinaca sativa*, *Glycyrrhiza echinata*, *Atriplex sagittata*, *Artemisia vulgaris*, *Rumex crispus*. Az idegenhonos (többnyire inváziós) fajok maximális aránya (amennyiben egyébként az élőhely egyértelműen azonosítható) 50%.

Domb- és hegyvidéki gyepek

E1 – Franciaperjés rétek (Natura 2000: 6510)

Domb- és hegyvidéki völgyek, teraszok, medencék, magas árterek, tápanyagokban gazdag talajok mezofil réttei. Magas füvű domináns fajait *Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata*, *Phleum pratense*, *Holchus lanatus*, *Trisetum flavescens*, *Poa pratensis* réti virágos fajok sokasága egészíti ki. Az idegenhonos (többnyire inváziós) fajok maximális aránya (amennyiben egyébként az élőhely egyértelműen azonosítható) 50%.

E2 – Veres csenkeszes hegyi rétek (Natura 2000: 6510)

Meszes és szilikátos kőzetten egyaránt megjelenő üde hegyi rétek. Közepes és alacsony növekedésű meghatározó domináns fűfajai a *Festuca rubra*, *Cynosurus cristatus*, *Lolium perenne*, *Agrostis capillaris*, *Festuca pratensis*. Az idegenhonos (többnyire inváziós) fajok maximális aránya (amennyiben egyébként az élőhely egyértelműen azonosítható) 50%.

E34 – Hegy-dombvidéki sovány gyepek és szőrfügyepek (Natura 2000: 6230, 6520)

Hegyvidéki területeken, többnyire tápanyagszegény, mésztelen-sovány talajokon előforduló, acidofrekvensmikotrof pázsitfűvek - *Agrostis capillaris*, *Festuca rubra* agg. *F. nigrescens*, *Sieglingia* (*Danthonia*) *decumbens*, *Festuca ovina*, *F. filiformis*, *Nardus stricta* - dominálta mészkerülő hegyi gyepnövényzet.

E5 – Csarabosok (Natura 2000: 4030)

Elsősorban a *Calluna vulgaris* által uralt növényegyüttes, valamint a *Genista pilosa* dominálta száraz fenyérek. A fás és a magas cserjeszintet legfeljebb gyéren álló (max. 40% záródású), letörpiült faegyedek és cserjék alkotják. Meghatározóak a törpe- és félcserjék. Az erősen savanyú, tápanyagszegény, rendszerint erodált talajon csak acidofrekvens fajok jelennek meg.

Szikesek

F1a – Ürmöspuszták (Natura 2000: 1530)

Festuca pseudovina és kodománként leggyakrabban az *Artemisia santonicum* által dominált, rövidfűvű, sziki fajokban gazdag, sztyepréti és réti fajokat nem vagy alig tartalmazó, általában nagy kiterjedésű, időszakosan nedves szárazgyepek.

F1b – Cickórós puszták (Natura 2000: 1530)

Alföldi, rövid vagy magasabb fűvű, általában *Festuca pseudovina* és *Achillea* fajok dominálta, szegényes fajkészletű, sziki (zömmel pszeudohalofiton) és szárazgyepi, illetve réti generalistákból álló (sziki ürömben és sztenohalofiton fajokban általában szegény) szárazgyep, illetve szárazabb rét egykori ártereken és kiszáradó, kilúgzódó szikes pusztákon, nem ritkán erősebben szikes gyepekkel mozaikolva.

F2 – Szikes rétek (Natura 2000: 1530)

Magasfűvű, a vegetációs időszak kezdeti szakaszán átmenetileg vízzel borított rétek, melyek különböző mértékben szikesedett, illetve szikesedő (szolonyeces vagy szoloncsákos) réti talajokon alakulnak ki. Jellemző fűfajai: *Agrostis stolonifera*, *Alopecurus pratensis*, *Beckmannia eruciformis*, *Glyceria fluitans* subsp. *poiformis*, *Alopecurus geniculatus*, *Festuca arundinacea*, *Elymus repens*. Jellegzetesebb egyéb egyszikűek: *Carex distans*, *C. melanostachya*, *Juncus gerardii*. A domináns egyszikűeket a szikesekre jellemző kétszikűek kísérik, amelyek kaszálás után nagyban segítik az élőhely azonosítását.

F3 – Kocsordos-öszirózsás sziki magaskórósok, rétsztyepek (Natura 2000: 1530)

Sziki, mocsárréti és sztyepfajokból álló, ernyős-magaskórós fiziognómiájú, jellemzően tiszántúli, tavasszal nedves, nyáron száraz szikes rét. Gyakoribb karakterfajai az *Aster punctatus*, *Artemisia pontica*, *Peucedanum officinale*. Előfordul szikes és ártéri környezetben egyaránt. Üde változatai magasfűvű, karakterfajokban gazdag rétek, és magaskórós rétsztyepek a szárazabbak részben már alacsonyabb fűvűek, a cickórós pusztá felé mutatnak átmenetet.

F4 – Üde mézpzásitos szikfokok (Natura 2000: 1530)

Erősen szikes talajú, hosszabb ideig vízborította (tavasszal vizes, nyáron akár csontszáraz), rétszerű gyepek, amelyekben az élő növényzet összborítása az 50%-ot meghaladja. Domináns fajai a *Puccinellia limosa*, *P. festuciformis* subsp. *intermedia*, *Carex divisa*. F5-felé csak önkényes határ húzható (élő fajok összborítása minimum 50%). Tavaszi és nyárvégi aszpektusuk lényegesen különbözhet.

F5 – Padkás szikesek és szikes tavak iszap- és vakszik növényzete (Natura 2000: 1530)

A vegetációs időszak jelentős részében vízzel borított szikes tavakban az élőhely kiszáradása után megjelenő, zömmel egyéves fajok által alkotott halofiton növényzet, valamint padkaközi pangóvízes területeken kialakult vakszik, szikér és kis borítású (< 50%), általában alacsony növényzetű szikfok növényzet, utóbbit főleg élő fajok alkotják. Jellemző, gyakori, illetve domináns fajok: *Crypsis aculeata*, *C. alopecuroides*, *C. schoenoides*, *Suaeda pannonica* (az új név szerinti!, az erőteljesebb, gyakoribb sóbolla), *Cyperus pannonicus*, *Salicornia*

prostrata, *Chenopodium chenopodioides*, *Ch. glaucum*, *Spergularia media*, *S. salina*, *Atriplex littoralis*, *Salsola soda*, illetve *Lepidium crassifolium* (*L. cartilagineum*), *Plantago maritima*, *Plantago tenuiflora*, *Aster tripolium* subsp. *pannonicus*, *Camphorosma annua*, *Bassia sedoides*, *Pholiurus pannonicus*, *Puccinellia limosa*. Akkor dokumentáljuk, ha a növényzet látható (nincs víz alatt)! A szikes tavak hínaras részeit a szikes hínár (A5) kategóriába, míg a vízzel telt szikes tavak nem hínaras részeit az U9N1 kategóriába soroljuk.

Nyílt szárazgyepek

G1 – Nyílt homokpusztagyepék (Natura 2000: 2340, 6260)

Alföldön, ritkábban dombvidéken, vagy hegylábon laza, humuszszegény homokon kialakult alacsony, maximálisan 75%-os záródású, szárazságtűrő gyeptársulások. Domináns fajaik szárazságtűrő zombékoló füvek. Állományaik korábban pusztai tölgyesekkel vagy nyárasborókásokkal alkottak mozaikot. Az idegenhonos (többnyire inváziós) fajok maximális aránya (amennyiben egyébként az élőhely egyértelműen azonosítható) 50%.

G2 – Mészkedvelő nyílt sziklagyepek (Natura 2000: 6190)

A Középhegység délies kitettségű oldalain, meszes kőzetekből álló szikláinak felszínén és kőzettörmelékén létrejött nyílt, illetve erősen felnyíló, alacsony [5-30 (50) cm], esetenként pionír jellegű gyepek. Legfontosabb domináns fűvük a *Festuca pallens* és a *Stipa* fajok, esetenként a *Carex humilis*. A gyepek maximális záródása a kriptogámok összborítását nem számítva 60% lehet. Ide tartozik a napos, délies kitettségű, meszes kőzetek alkotta sziklák hasadék- és sziklafal növényzete is.

G3 – Nyílt szilikát sziklagyepek (Natura 2000: 6190)

Szilikátos kőzetek sziklakibúvásain, sziklafalakon, nyílt törmelékletjőkön, általában száraz, napos, széles oldalakon megjelenő „pionír”, nyílt vagy gyengén záródó (a gypsint záródása < 50%), tulajdonképpen félsivatagi, természetes élőhelyek. Az élő fűfélék tömeges elszaporodásához, zárt gyepek kialakulásához a zord abiotikus adottságok még nem teremtenek megfelelő feltételeket. Az élőhelyet jellemző fajok együttes előfordulásához néhány m²-nyi sziklafelület is elegendő, (de tipikus formában általában csak ennél nagyobb, a lombkorona által nem takart sziklakibúvásokon jelennek meg).

Zárt száraz, félszáraz gyepek

H1 – Zárt sziklagyepek, fajgazdag *Bromus pannonicus* gyepek (Natura 2000: 6190)

Hegyvidéki területeinken, többnyire sziklás, sekély talajon előforduló, főként *Sesleria* fajok és a *Bromus pannonicus*, illetve egyéb mezofrekvens széleslevelű füvek alkotta, záródó vagy zárt, általában többszintű félszáraz gyepek. Ezek minimális összborítása 30%.

H2 – Felnyíló, mészkedvelő lejtő és törmelékgyepek (Natura 2000: 6190)

Dolomit vagy nem karrosodó mészkő alapkőzeten előforduló délies kitettségű, változó mértékben záródó szárazgyepek. Valójában nyíltabb sziklagyepek és zártabb lejtősztyepek foltok alkotta mozaiktársulások. Állományaikat sziklai- és sztyeppfajok együttes dominanciája jellemzi. Gyakran alkotnak karsztbokorerdővel mozaikot. Minimális záródásuk 30-40%, a maximális 80-90%.

H3a – Lejtőgyepek egyéb kemény alapkőzeten (Natura 2000: 6240)

Keskenylevelű pászitfüvek dominálta záródó, közepmagas, fajgazdag, száraz gyeptársulások a sztyeppzóna hegy- és dombvidéki képviselői. Közös jellemvonásuk, hogy kemény alapkőzethez (ez egyaránt lehet meszes, vagy szilikátos kőzet, de dolomit és könnyen málló mészkő nem) kötődő, csaknem fátlan hegylábi, illetve lejtőgyepek. A gypsint minimális záródása 40-50%. A legfontosabb állományalkotó fűfajok: *Festuca rupicola*, *F. valesiaca*, *F. pseudodalmatica*, *Bromus inermis*, *Stipa* spp.

H4 – Félszáraz irtásrétek, száraz magaskórósok és erdőssztyeprétek (Natura 2000: 6210)

Főleg széleslevelű pászitfüvek által dominált, eltérő származású és fajösszetételű, fajokban, így kétszikűekben is gazdag, erdei maradványokat is hordozó xeromezofil irtásrétek és gye-

lálható jellegtelen mocsári közösségek, az ártéri és mocsári ruderalis és félruderalis növényzet a nedvesebb típusai és a belvizes szántók másodlagos mocsarai, nádasai, zsiókásai is. A 2-es természetességű, de élőhelyileg még azonosítható növényzetet nem ide soroljuk. Az OB-vel fajösszetételében gyakran átfedő élőhely fizionómiáját a réti és magaskórós fajok helyett a mocsári fajok határozzák meg. Nem tartoznak ide a zavart és degradált felszínek ruderalis iszapfelszínei (OG), a szántóföldek törpekákás növényzete (II), a pionír folyómeder-növényzet (IIN) és a csatornában, tavakban kialakult fragmentális mocsarak sem (BA). Adventív fajokkal való borítása kisebb, mint 50%.

OB – Jellegtelen üde gyepek és magaskórósok

Jellegtelen üde gyepek és magaskórósok, amelyek a természetközeli élőhelyi kategóriákba nem sorolhatók be. A jellegtelenesség oka és a terület eredete igen sokféle lehet. Ide tartozik pl. az ártéri és mocsári ruderalis és félruderalis gyomnövényzet, a hullámtéri liánosok, szedreszek, a hullámtéri, gátmenti másodlagos, jellegtelen magaskórósok (*Tanacetum*, *Cirsium*, *Chenopodium*, *Atriplex*, *Polygonum*, *Bidens*, *Rumex* és *Xanthium* fajok) és jellegtelen üde rétek (*Alopecurus*, *Dactylis*, *Agrostis*, *Agropyron* fajok), továbbá az elgyomosodott, felhagyott üde legelők, a regenerálódó, korábban műtrágyázott vagy felülvetett kaszálók, a jellegtelen, kiszáradó buckaközi élőhelyek, a *Calamagrostis*-os jellegtelen rétek. A 2-es természetességű, de élőhelyileg még azonosítható állományokat a megfelelő helyre soroljuk. Adventív fajokkal való borítása kisebb, mint 50%. Az élőhely foltokban erősen gyomos is lehet.

OC – Jellegtelen száraz- vagy félszáraz gyepek és magaskórósok

Jellegtelen száraz- vagy félszáraz gyepek és magaskórósok, amelyek a természetközeli élőhelyi kategóriákba nem sorolhatók be. A jellegtelenesség oka és a terület eredete igen sokféle lehet. Ide tartoznak pl. a regenerálódó, régen felhagyott szántók, szőlők és gyümölcsösök gyepei, a korábbi kezelésektől, műtrágyázástól, túllelegtetéstől, helytelen kaszálástól stb. eljellegtelenedett vagy elgyomosodott szárazabb kaszálók és legelők, a gátak, mezsgyék szárazgyepei, az árvízvédelmi töltések és az azok mentén található szárazgyepek, a regenerálódó vetett szárazgyepek, a kunhalmok egy része, a régóta teljesen kiszáradt és befüvesedett csatornák, a száraz gyepeket, felhagyott szőlőket, mezsgyét borító *Calamagrostis* és teresztis nád állományok, a tepelülésszéli zavart szárazgyepek, a szűrés gyomok által uralt legelőrészek, az alacsonyfüvű, fajszegény csillagpázsitos gyepek, a száraz csalánosok vagy a felhagyott foci- és golfpályák is. Az élőhely ritkán cserjésedhet, a cserjék borítása nem éri el a 5%-ot. A 2-es természetességű, de élőhelyileg még azonosítható állományokat a megfelelő helyre soroljuk. Adventív fajokkal való borítása kisebb, mint 50%. Az élőhely foltokban erősen gyomos is lehet.

Cserjések és szegélyek

J1a – Fűzlápok, lápcserjések (Natura 2000: 91E0)

Lefolyástalan területeken és feltöltődőben levő morotvákban kialakult, cserjék (elsősorban a rekettyefűz) uralta, többé-kevésbé tözeges talajú, gyakran fajszegény, lápi élőhelyek. Vízük állandóan pangó jellegű.

J3 – Folyómenti bokorfüzesek (Natura 2000: 91E0)

Folyók zátonyain, partjain, esetleg hullámtéri morotvák szegélyein kialakult cserje magasságú élőhelyek, amelyek fás növényeit túlnyomórészt *Salix*-fajok képezik (elsősorban: *S. purpurea*, *S. triandra*, *S. viminalis*).

P2a – Üde cserjések

Nedves vagy üde területek gyakran másodlagos cserjéseinek gyűjtőcsoportja (kivéve a folyóparti bokorfüzeseket és a fűzlápokat). Leggyakrabban nedves réteken, lassan folyó patakok árterén kialakuló rekettyések, vagy üde erdők rendszeres sarjztatásával, irtásával, tarvágásával létrehozott cserjések. A cserjék borítása el kell érje a terület felét. A fák aránya kisebb 50%-nál. Erdőtlenített tájakban a fajkészlet egy részének utolsó őrzői. Az idegenhonos fa- és cserjefajok aránya kisebb 50%-nál.

P2b – Galagonyás-kökényes-borókás cserjések (Natura 2000: 5130)

Általában a művelés felhagyása miatt – esetleg évszázadok múltán – cserjésedő egykori erdőterületek vagy erdő-gyep mozaikok. Az élőhelytípusnak az a lényege, hogy egy többnyire száraz (vagy kiszáradt) gyepes terület (kaszáló, legelő, esetleg emberi behatás által korábban kevésbé érintett sztyepterület) cserjésedni kezd és ennek hátterében szinte mindig közvetlen vagy közvetett kultúrhatást találunk. Így régi legelők többnyire másodlagos sztyeppnövényzetének, felhagyott szőlők, gyümölcsösök lassú cserjésedése, leégett bokorerdők helyén visszaálló, az eredetihez képest módosult fajösszetételű (cserjék uralta) fás vegetációja ebbe a jelenségkörbe, illetve élőhelytípusba tartozik. A cserjék borítása el kell érje a terület harmadát. A fák aránya kisebb 50%-nál. Az idegenhonos cserje- és fafajok aránya kisebb 50%-nál.

M6 – Sztyepecserjések (Natura 2000: 40A0)

Füves területeken kisebb-nagyobb foltokat alkotó, vagy általában xerotherm erdők szélén szegélytársulást létrehozó, mély talajú, 1 méter magasság körüli, legalább 50%-ban záródó cserjések. Főbb állományalkotó fajaik: *Amygdalus nana* (*Prunus tenella*), *Cerasus* (*Prunus*) *fruticosa*, kis termetű *Rosa*-fajok, ezek összesített aránya el kell érje a kb. 20%-ot.

M7 – Sziklai cserjések (Natura 2000: 40A0)

Ritka sziklai cserjefajokból (*Spiraea media*, *Cotoneaster* spp., *Amelanchier ovalis* stb.) álló, alacsony növéssű (0,3-2m), legalább 50%-os záródottságú, kemény alapkőzeten kialakuló, edafikus cserjések.

M8 – Száraz-félszáraz erdő- és cserjés szegélyek (Natura 2000: 6210)

Komplex élőhely, a száraz és félszáraz erdők, cserjések széle és az itt található sztyeprétek együttese. A gyep többszintű, fajgazdag, egyaránt megjelennek benne a xerofrekvens és mezofrekvens fajok. Jellemző a fényben gazdag szárazerdők és sztyeprétek közös fajainak, az ún. erdőssztyep fajoknak a jelenléte (pl. *Geranium sanguineum*, *Iris variegata*, *Asphodelus albus*, *Dictamnus albus*, *Trifolium*-fajok), valamint a sarjtelepképző és magaskórós évelők (pl. *Peucedanum* spp.) feldúsulása. Gyakran cserjésednek is, a cserjefoltok maximális részaránya 60%. Általában keskeny sávokként jelentkeznek, néha nagyobb foltokat is képezhetnek. Olyan élőhelykomplexek, amelyek nem fordulnak elő valamilyen száraz, vagy félszáraz gyep és valamilyen fásszerű élőhelytípus együttes jelenléte nélkül.

Láp- és ligeterdők

J1b – Nyírlápok, nyíres tőzegmohalápok (Natura 2000: 91D0)

Lombkoronaszintjében nyírek által uralt, ligetes láperdők (záródás 40-80%). Lefolyástalan, pangó vizű medencékben, morotvákban megjelenő kis kiterjedésű állományok, az év nagy részében a talaj (ill. tőzeg) felszínéhez közeli, állandó felszín alatti vízborítás jellemzi őket. Talajuk tőzeg, vagy tőzeges láptalaj, folyamatos tőzégképződéssel. Aljnövényzetükben jellemzőek a lápi és mocsári növények, uralkodók a sásfélék, a mohaszint borítása jelentős.

J2 – Éger- és kőrislápok, égeres mocsárerdők (Natura 2000: 91E0)

Tőzeges talajú, többnyire nyáron is vízborította, lápi fajokban (pl. *Thelypteris*, *Carex elata*) gazdag éger-, vagy részben kőriserdők. Vizük állandóan pangó jellegű (éger- és kőrislápok), illetve csak csapadékosabb időszakokban mutat gyengébb áramlást (mocsárerdők). Az égerligetekkel szemben gyertyános-tölgyes és bükkös fajokban igen szegények. Ide tartoznak a megváltozott vízellátású, kiszáritott ill. kiszáradóban lévő állományok is.

J4 – Fűz-nyár ártéri erdők (Natura 2000: 91E0)

Folyók alacsony árterén kialakult, többnyire jelenleg is rendszeres elöntést kapó higrofil erdők, amelyek lombkoronaszintjét elsősorban *Salix*- és *Populus*-fajok képezik. Az idegenhonos fafajok maximális aránya a felső lomb szintben 50% (amennyiben egyébként az élőhely egyértelműen azonosítható).

J5 – Égerligetek (Natura 2000: 91E0)

Hegy- és dombvidékek patakvölgyeiben, medencéiben kialakult mezofil-higrofil jellegű er-

dők, amelyek lomb szintjében általában domináns (vagy ha nem, akkor is majdnem mindig jelen van) az *Alnus glutinosa*. Cserjeszintje és gyepszintje üde lomb erdei és ligeterdei elemeket egyaránt tartalmaz, a kora tavaszi aszpektusa gyakran szembe tünő. Minimális szélességük többnyire két-két sor fa legyen a patak két oldalán. Az egy éger-sor szélességű keskeny sávok csak akkor tartoznak ide, ha a gyepszint lényegesen eltér a környező valószínűleg üde lomb erdőtől, vagy az égeres sáv erdőtlen területen maradt meg. Az idegenhonos fafajok aránya (amennyiben egyébként az élőhely egyértelműen azonosítható) legfeljebb 50% lehet.

J6 – Keményfás ártéri erdők (Natura 2000: 91F0)

Síkságok, szélesebb dombsági völgyek, hegylábak egykori vagy mai árterének magasabb szintjein kialakult jó növekedésű erdők, amelyeket *Quercus robur*, *Fraxinus angustifolia* (vagy *F. excelsior*), s mellettük számos üde lomb erdei vagy ligeterdei fafaj alkot. Cserjeszintjük általában fejlett, gyepszintjükben üde lomb erdei ill. általános ligeterdei fajok uralkodnak. Az idegenhonos fafajok maximális aránya 50% (amennyiben egyébként az élőhely egyértelműen azonosítható).

Üde lomboserdők

K1a – Gyertyános-kocsányos tölgyesek (Natura 2000: 91F0, 91G0, 91L0)

Síksági és dombvidéki tájak árnyas, üde erdei, amelyek lombkoronaszintjében általában a *Quercus robur* és a *Carpinus betulus* uralkodik. Az idegenhonos fafajok maximális aránya 50% (amennyiben egyébként az élőhely egyértelműen azonosítható).

K2 – Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek (Natura 2000: 91G0, 91L0, 9170)

Elegyes, *Quercus petraea* s.l. és gyertyán uralta üde, többnyire mély talajú hegy-dombvidéki erdők (a gyertyánt részben helyettesítheti a bükk). A lomb szintben nagyobb arányban jelen lehetnek a hársak, ritkábban a juharok és a magas kőris is. Az ilyen erdők egyik legfontosabb tulajdonsága, hogy az állományokban együtt jelentkeznek az árnyas és a fényben gazdag erdők sajátosságai. Az erdőbelső nagyobb részben és jellemzően árnyas, de a fényben gazdagabb részek többnyire jelen vannak (arányuk azonban igen változó lehet). A cserjeszint ritkán ér el nagyobb borítást. A gyepszint legnagyobb mennyiségben előforduló fajai az általános és az üde erdei fajok közül kerülnek ki, gyakori a fejlett kora tavaszi geofiton aszpektus. Az idegenhonos fafajok maximális aránya 50% (amennyiben egyébként az élőhely egyértelműen azonosítható).

K5 – Bükkösök (Natura 2000: 9130, 91K0)

Jó növekedésű (kifejlett állapotban 20-35 m), zárt (80-100%) lombkoronájú, többnyire bükk monodominanciájú (> 60%), üde erdők. Az idegenhonos fafajok maximális aránya 50% (amennyiben egyébként az élőhely egyértelműen azonosítható).

K7a – Mészkerülő bükkösök (Natura 2000: 9110)

Bükkös régióban, szélsőségesen savanyú talajokon kialakult, rendszerint gyenge-közepes növekedésű, záródó, cserjeszint nélküli erdők, ahol a lombkoronaszint domináns faja a bükk (*Fagus sylvatica*), a gyepszintet acidofrekvens lomb erdei fajok [*Luzula luzuloides*, *Deschampsia (Avenella) flexuosa*, *Vaccinium myrtillus* stb.] alkotják, s ahol esetenként számottevő lehet a mohaszint borítása. Az idegenhonos fafajok maximális aránya 50% (amennyiben egyébként az élőhely egyértelműen azonosítható).

K7b – Mészkerülő gyertyános-tölgyesek (Natura 2000: 91G0)

Hegy- és dombvidéken, savanyú alapkőzetten, erodált felszínű (csonka) erdőtalajokon gyakran másodlagosan kialakult, rendszerint közepes növekedésű, zárt lombkoronaszintű, cserjeszint nélküli erdők, ahol a lombkoronaszint domináns faja a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea* s.l.), a gyertyán (*Carpinus betulus*) és / vagy a bükk (*Fagus sylvatica*), s a gyepszintet acidofrekvens fajok [*Luzula luzuloides*, *Deschampsia (Avenella) flexuosa*, *Vaccinium myrtillus* stb.], illetve kisebb hányadban általános és üde lomb erdei fajok alkotják. Az idegenhonos fafajok maximális aránya 50% (amennyiben egyébként az élőhely egyértelműen azonosítható).

Fényben gazdag tölgyesek és erdő-gyep mozaikok

L1 – Mész- és melegkedvelő tölgyesek (Natura 2000: 91H0)

Alacsony vagy közepes növekedésű, záródó, gyakran dús cserjeszintű és fejlett gyepszintű domb- és hegyvidéki tölgyesek. A talaj többnyire sekély és / vagy köves, a lombszint legjellemzőbb faja a molyhos tölgy (*Quercus pubescens* s.l.). Gyakori a fejlett magas cserjeszint (*Cornus mas*, *Crataegus monogyna*) vagy a fiatal fákból (*Fraxinus ornus*) álló második lombszint. A gyepszint tömegesebb fajai főleg füvek és sások, jellemzőek a fény- és / vagy melegigényes, gyakran szárazságtűrő lágyszárúak. Az idegenhonos fajok maximális aránya (amennyiben egyébként az élőhely egyértelműen azonosítható) 50%.

M1 – Molyhos tölgyes bokorerdők (Natura 2000: 91H0)

Alacsony-letörpülő, csak foltokban záródó koronaszintű hegy-dombvidéki erdő-gyep mozaikok. A lombszint legjellemzőbb faja a *Quercus pubescens*. A cserjeszint gyakran fejlett, a koronaszinttől nem választható el élesen. Kizárólag száraz gyepekkel, sziklai gyepekkel együtt jelennek meg. A facsoportok-ligetek minimális részaránya a mozaikban 33%. Az idegenhonos fajok maximális aránya (amennyiben egyébként az élőhely egyértelműen azonosítható) 50%.

L2a – Cseres-kocsánytalan tölgyesek (Natura 2000: 91M0)

Hegy-dombvidékeink alacsonyabb régióiban előforduló, cser- és kocsánytalan tölgy különböző arányú elegyei alkotta erdők igen változatos gyűjtőcsoportja. A lombszintben uralkodó a *Quercus cerris* és / vagy a *Q. petraea* s.l., a *Q. robur* teljesen hiányzik, az árnyaló fajok (főleg a *Fagus sylvatica* és a *Carpinus betulus*) hiányoznak vagy nagyon ritkák. A gyepszintben mindig van több-kevesebb igényesebb fényigényes és / vagy szárazságtűrő erdei faj (nem lehetnek egyeduralkodók sem a zavarástűrő, sem az üde erdei fajok). Többnyire gyakoriak a füvek és a sások is. Az idegenhonos fajok maximális aránya (amennyiben egyébként az élőhely egyértelműen azonosítható) 50%.

L2b – Cseres-kocsányos tölgyesek (Natura 2000: 91M0)

Csapadékosabb síkságokon, alacsony, lapos dombvidékeken előforduló, cser- és kocsányos tölgy különböző arányú elegyei alkotta erdők. A lombszintben uralkodó a *Quercus cerris* és / vagy a *Q. robur*, de a *Q. petraea* s.l. és szálszerűen a *Carpinus betulus* is gyakran jelen van. Gyakran változó vízellátású (időszakosan nedves ill. száraz) területek edafikus okból tölgy dominanciájú erdei. Egyes típusainak jelenlegi állományai másodlagosak lehetnek, helyükön korábban (100-200 éve) sokszor fás legelők voltak, ez gyakran meglátszik a szerkezetükön és a fajkészletükön is. Az igényesebb szárazságtűrő és / vagy fényigényes erdei fajok is előfordulnak, de többnyire kisebb számban. Az idegenhonos fajok maximális aránya (amennyiben egyébként az élőhely egyértelműen azonosítható) 50%.

L2x – Hegylábi és dombvidéki elegyes lösztölgyesek (Natura 2000: 91I0, 91H0)

Szárazabb éghajlati körülmények között, többnyire löszön vagy hasonló jellegű laza üledéken, a tölgyes zóna hegylábi részein, ill. az alföld szélén kialakuló elegyes tölgyesek vagy „lösztölgyes” jellegű erdők, amelyek tulajdonságaikban gyakran a „lösztölgyesek”, a cseres-tölgyesek, a gyertyános-tölgyesek és / vagy a mész- és melegkedvelő tölgyesek között állnak. Legjellemzőbb fajokuk valamelyik tölgyfaj (cser-, molyhos, kocsányos, ritkán a kocsánytalan tölgy), de a magas és a magyar kőris, a mezei szil, a mezei és tatár juhar, a kis- és nagylevelű hárs közül is legalább két faj jelen van. Többnyire fejlett, magas cserjeszinttel rendelkező, ritkábban fiatal fákkal betöltődött erdők. A gyepszintben az üde, valamint a száraz és / vagy fényben gazdag erdők fajai is előfordulhatnak, de jelen lehetnek száraz gyepi fajok is. Az idegenhonos fajok maximális aránya (amennyiben egyébként az élőhely egyértelműen azonosítható) 50%.

L4a – Zárt mészkerülő tölgyesek

Tölgyes és bükkös régióban, szélsőségesen savanyú talajokon kialakult, rendszerint gyengéközepes növekedésű, záródó, cserjeszint nélküli erdők, ahol a lombkoronaszint domináns faja a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea* s.l.), a gyepszintet acidofrekvens lomberdei fajok

[*Luzula luzuloides*, *Deschampsia (Avenella) flexuosa*, *Vaccinium myrtillus* stb.] alkotják, s ahol esetenként számottevő lehet a mohaszint borítása. Az idegenhonos fajok maximális aránya (amennyiben egyébként az élőhely egyértelműen azonosítható) 50%.

L4b – Nyílt mészkérülő tölgyesek

Elsősorban a tölgyesek régiójában, szélsőségesen savanyú, erodált váztalajokon kialakult, gyenge növekedésű, erősen ligetes (max. 60-70%-os záródást elérő), bokorerdő-jellegű állományok, ahol a lombkoronaszint domináns faja a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea* s.l.), a gyér borítású gypszintet acidofrekvens lombos fajok, cseres-tölgyes elemek, egyes sziklagyepi-sziklaerdei fajok és száraz, mészkérülő jellegű gyepek fajtái alkotják. A talajt fedő kriptogám szint (mohák, zuzmók) borítása mindig számottevő, s helyenként sziklakibúvások is lehetnek. Az erdős (fákkal borított) rész minimális részaránya az élőhelyen belül 33%.

L5 – Alföldi zárt kocsányos tölgyesek (Natura 2000: 91I0, 91F0)

Az Alföld többnyire szárazabb, belső területeinek zárt, elöntést nem kapó, homokon vagy kötött, agyagos, gyakran mélyben szikes üledéken kialakuló, kocsányos tölgy (kivételesen magyar kőris) uralta, üde-félszáraz erdei (zárt homoki tölgyesek, ill. zárt sziki tölgyesek). Eredetileg részben keményfás ligeterdők (ill. hasonló termőhelyű zárt alföldi erdők) származnak, de ma már ligeterdei jellegüket elvesztették. Ez leginkább gypszintjükben mutatkozik meg, ahol az igazi ligeterdei fajok ritkák vagy hiányoznak, helyüket általános erdei fajok veszik át, de a jellegzetesebb állományokban megvannak az üde és a száraz erdei fajok is. Ritkábban megjelenhetnek hegylábi környezetben is (homokon). Az idegenhonos fajok maximális aránya (amennyiben egyébként az élőhely egyértelműen azonosítható) homokon 75% (a magas idegenhonos fajfajarányt ezen erdők egyedi jellege ill. gyakori nagyfokú átalakíthatósága indokolja), egyéb alapközetben 50%.

M2 – Nyílt, gyepekkel mozaikos lösztölgyesek (Natura 2000: 91I0)

Löszgyepekkel, félszáraz gyepekkel, sztyepecserjésekkel és / vagy töviskesekkel mozaikos, ligetes megjelenésű, alacsony vagy közepes növekedésű, általában dús cserjeszintű, erdei és sztyeprét fajtákat egyaránt tartalmazó gypszintű tölgyes erdő az alföldi, a dombvidéki és a hegylábi régióban. Az idegenhonos fajok maximális aránya (amennyiben egyébként az élőhely egyértelműen azonosítható) 75%.

M3 – Nyílt, gyepekkel mozaikos sziki tölgyesek (Natura 2000: 91I0)

Sziki magaskórósokkal, szikesekkel, löszgyepekkel, nádasokkal mozaikos, 15 méternél alacsonyabb lombkoronaszintű, ligetes kocsányos tölgyesek, melyekben erdei elemek keverednek sztyepei és sziki fajokkal. A Tisza-völgyön kívül igen ritkák. Jellemző fajok: *Quercus robur*, *Acer tataricum*, *Pulmonaria mollis*, ritkábban a *Doronicum hungaricum* és a *Melica altissima*, a szegélyben *Peucedanum officinale*, *Aster punctatus*, *A. linosyris* és *Artemisia pontica*. Az idegenhonos fajok maximális aránya (amennyiben egyébként az élőhely egyértelműen azonosítható) 50%.

M4 – Nyílt, gyepekkel mozaikos homoki tölgyesek (Natura 2000: 91I0)

Síkvidéken, homokon, többnyire száraz gyepekkel mozaikosan, kisebb facsoportok, vagy nagyobb állományok formájában megjelenő, *Quercus robur* dominálta erdőssztyep erdő. A cserjeszint változó sűrűségű, többnyire magas és záródó, másutt nyílt gyepekkel mozaikos. A gypszintben gyakori fű a *Festuca rupicola* és a *Poa angustifolia*. Az idegenhonos fajok maximális aránya (amennyiben egyébként az élőhely egyértelműen azonosítható) 75%.

M5 – Homoki borókás-nyárasok (Natura 2000: 91N0)

Ligetes megjelenésű, homoki gyepekkel mozaikos, cserjés vagy erdőformájú, kevés fajú és erdei fajokban szegény, boróka és / vagy fehér, illetve szürke nyár dominálta állományok az Alföld homokvidékein. Minimális záródása 20%. Az idegenhonos fajok maximális aránya (amennyiben egyébként az élőhely egyértelműen azonosítható) 50%.

Sziklás erdők

LY1 – Szurdokerdők (hegyi juharban gazdag, sziklás talajú, üde erdők) (Natura 2000: 9180)

Jó növekedésű (20-30 m), hegyi és korai juharban, magas kőrisben gazdag, bükk elegyes erdők. Meredek oldalú (illetve völgyalji helyzetű), sziklakibúvásos, kőtörmelékes, felszíni víz-szivárgásos, hűvös, párás levegőjű élőhelyek. Az idegenhonos fajok maximális aránya (amennyiben egyébként az élőhely egyértelműen azonosítható) 50%.

LY2 – Törmeléklejtő-erdők (Natura 2000: 9180)

Hársakban gazdag, kőrisekkel, juharokkal, esetleg bükkal és / vagy tölgyekkel elegyes, törmelékszoknyákon, sziklás, meredek oldalakon, sziklaletöréseken megjelenő, üde vagy félüde talajú élőhelyek. A gypszintben jellemzőek a nitrofiták fajok. Az idegenhonos fajok maximális aránya (amennyiben egyébként az élőhely egyértelműen azonosítható) 50%.

LY3 – Bükkös sziklaerdők (Natura 2000: 9150)

A Középhegység sziklás, köves és / vagy kőtörmelékes, gyakran meredek, többnyire északias kitérítésű oldalain megjelenő, kis kiterjedésű, bükk, ritkábban hársak és hegyi juhar dominálta erdők. E fajok összesített elegyaránya legalább 50% kell legyen. Jellemző még a berkenye fajok jelenléte és a magas kőris csaknem teljes hiánya is. Egyaránt lehetnek teljesen zárt vagy ligetes, gyepekkel mozaikos erdők. Gypszintjük gyakran őriz sziklákhöz, köves talajhoz kötődő fajokat (pl. *Sesleria* fajok, *Carex alba*, *Calamagrostis varia*, *Valeriana tripteris*, *Moehringia muscosa*, *Phyteuma orbiculare*), a nitrogénigényes, zavarástűrő fajok szinte mindig hiányoznak. A faállománnyal borított terület vagy a lombszint záródása nagyobb 30%-nál. Az idegenhonos fajok maximális aránya (amennyiben egyébként az élőhely egyértelműen azonosítható) 50%.

LY4 – Tölgyes jellegű sziklaerdők, tetőerdők és egyéb elegyes üde erdők (Natura 2000: 9150, 9180)

A Középhegység sziklás, köves és / vagy kőtörmelékes gerincein, tetőin, domború felszíni formáin, tető közeli részein, ritkábban hegyoldalokban megjelenő, kis kiterjedésű, tölgyes jellegű elegyes erdeinek gyűjtőcsoportja. A bükk visszaszorul, jellemző a magas kőris és / vagy a kocsánytalan tölgy (ill. a virágos kőris és a molyhos tölgy) kisebb-nagyobb arányú előfordulása. A gyakori magas cserjeszint meghatározó faja a húsos som, máskor sziklai cserjék (madár-birs fajok, szirti gyöngyvirág) a jellemzőek. A gypszint többnyire jól fejlett, összetétele igen változó lehet. Egyes típusokban gyakori a kora tavaszi hagymás gumós aszpektus és sok a nitrofiton (tetőerdők, *Tilio-Fraxinetum*). Máskor a gypszintet száraz és fényigényes erdei fajok uralma jellemzi, száraz gyepi és sziklaerdei fajokkal kiegészülve. Az idegenhonos fajok maximális aránya (amennyiben egyébként az élőhely egyértelműen azonosítható) 50%.

Fenyőelegyes erdők

N13 – Mészkerülő lombelegyes fenyvesek

A Délnyugat-Dunántúlon található, kavicsos, savanyú, gyakran pszeudoglejes talajon kialakult, acidofrekvens fajokban gazdag, dús mohaszintű, erdeifenyő, ill. luc által uralt erdők (változó lombos elegyaránnal). Kialakulásukban döntő fontosságú a korábbi tájhasználat.

N2 – Mészkedvelő erdeifenyvesek

Mérszáraz alapkőzetű, száraz termőhelyeken fennmaradt reliktum jellegű nyílt vagy félnyílt lombos erdeifenyvesek, többnyire mészkedvelő aljnövényzettel a Dunántúl nyugati részén és Fenyőfőnél.

Egyéb erdők és fás élőhelyek

RA – Őshonos fajú facsoportok, fasorok, erdősávok

Elszórta álló idősebb őshonos fák, gyümölcsfák, dió, jegenyenyár alkotta, fasorok, erdősávok vagy facsoportok, melyek többnyire lágyszárú növényzet (gyep, mocsár, nádas) felett találhatók. A facsoportot legalább 5 nagyobb fa alkotja, minimális mellmagassági átmérő

25 cm. Az erdőkategóriák minimális méretét vagy záródását nem éri el. Az idegenhonos fajokat tartalmazó állományok természetessége 2-es, az ezeket nem vagy alig tartalmazóké 3-as.

RB – Puhafás pionír és jellegtelen erdők

Olyan puha fájú őshonos fajok uralta, erdei lágyszárúakban többnyire szegényes erdők gyűjtőcsoportja, amelyek más csoportba [J-L-ig] nem sorolhatók be biztosan. Mocsaras területek, lecsapolt lápok, korábbi erdős területeken kialakított gyepek, szántók felhagyása után, azok spontán erdősödésével alakulnak ki, de lehetnek – rendszerint hasonló területekre – telepített faállományok is. Leggyakoribb alkotóik Salix és Populus fajok, az Alnus glutinosa és a Betula pendula, a Délnyugat-Dunántúlon a Pinus sylvestris is. Minimális magassága 2 m, záródása 50%, minimális szélessége 5 m. A kemény fák aránya max. 50%, az adventív fajoké max. 50%. Az idegenhonos fajokat tartalmazó állományok természetessége 2-es, az ezeket nem tartalmazóké többnyire 3-as. A spontán kialakult, nagy méretű, idős élő és holt fát is tartalmazó, idegenhonos fajoktól mentes állományok természetessége 4-es.

RC – Keményfás jellegtelen vagy telepített egyéb erdők

Olyan kemény fájú őshonos fajok uralta, többnyire elegyetlen, erdei lágyszárúakban szegényes erdők gyűjtőcsoportja, amelyek más csoportba [J-L-ig] nem sorolhatók be biztosan. Rendszerint szántókra, gyepekre telepített, vagy erdők helyén kialakított faállományok, kivételesen gyepeken, felhagyott szántókon spontán kialakult vagy bizonytalan származású erdők. Leggyakoribb fajaik a cser- és kocsányos tölgy, a magas és magyar kőris. Minimális záródása 50%. A nem őshonos fajok aránya max. 50%. Az idegenhonos fajokat tartalmazó állományok természetessége 2-es, az ezeket nem tartalmazóké 3-as.

RD – Tájidegen fajokkal elegyes jellegtelen erdők és ültetvények

Hazánkban nem őshonos fajokkal elegyes erdők, ahol az idegenhonos fajok aránya kb. 50-75% közötti. Származhatnak ültetésből és spontán betelepülésből is. Rögzítendő minimális kiterjedése 1000 m², záródása 50%. Szükséges az előzőlött erdőállomány hibridkategóriaként való feltüntetése (ha még felismerhető). Természetessége általában 1-es vagy ritkán, amennyiben a gyepszintben az eredeti élőhely (erdő) fajai kisebb számban és arányban jelen vannak, akkor 2-es. Kivételesen, amennyiben az eredeti gyepszint fajai nagyobb mennyiségben fordulnak elő és az inváziós fás- és lágyszárú fajok teljesen hiányoznak (pl. egyes fenyő uralta állományok), lehet 3-as is.

P45 – Fáslegelő, fáskaszálók, felhagyott legelőerdők, gesztenyeligetek (Natura 2000: 9260)

Emberi használat, legeltetéssel vagy kaszálással kialakított, fás – gyepes élőhelyek. Az eredeti vagy telepített fás növényzet sokszor tájképileg is jellemző. A fák láthatóan nem zárt állásban nőttek: szinte mindig alacsonyan elágazók, vastag oldalágakkal, sokszor csaknem a földig ágasak, koronájuk terebélyes, átmérőjük nagy. A fák – legalább részben – idősök, minimális átmérőjük 30-40 cm, de elérheti az 1 m-t is. Az idegenhonos fajok maximális aránya (amennyiben egyébként az élőhely egyértelműen azonosítható) 50%. A gyepek komponens hibridkategóriaként külön is fel kell tüntetni.

P7 – Ősi fajtájú, gyepes vagy erdősödő, extenzíven művelt gyümölcsösök

Hagyományos, ősi gyümölcsfajtákból telepített, tág térállású, változatos kor-, faj- és fajtaeloszlású, mesterséges öntözés, talajművelés, vegyszerezés nélkül is fenntartható, extenzíven (hagyományos kisparaszti módon) művelt vagy már ez alól felhagyott szőlők és gyümölcsösök. Cserjeszintjük természetes, de általában ritkás (olykor hiányozhat, felhagyáskor besűrűsödhet). Gyepszintjük természetközeli, leggyakrabban extenzíven kaszált, olykor legeltetett (a gyepszint a felhagyott, beerdősülő állományokban kiritkulhat). A gyepszint típusa hibridkategóriaként feltüntetendő. Az egykori extenzív művelést, ill. a művelés felhagyását jól jelezhetik a fákon lévő, fejlett zuzmótelepek (amelyek a vegyszeres kezelés hiányára utalnak).

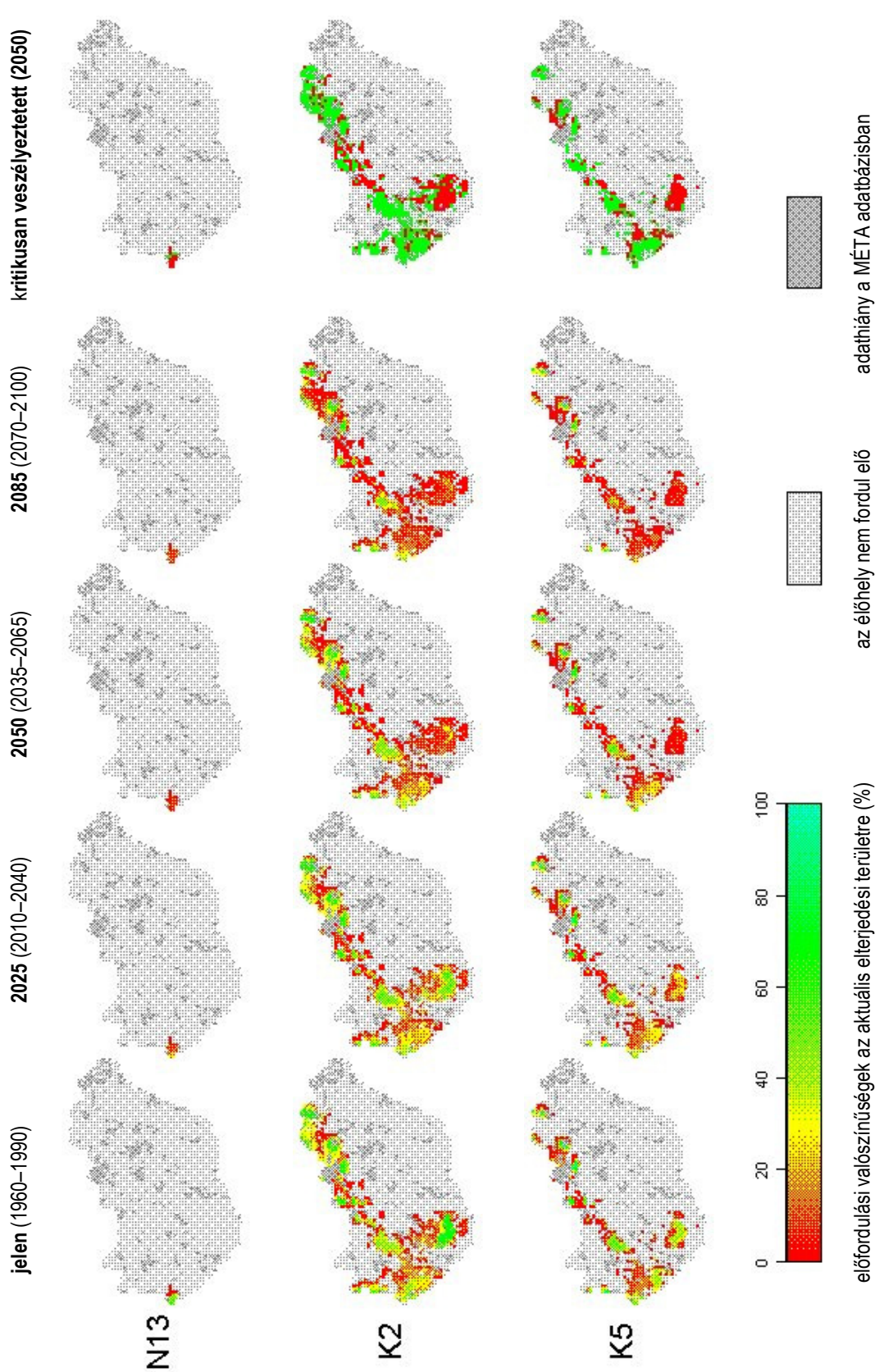
M3 melléklet: Az élőhelyek elterjedésében tapasztalható közvetlen éghajlat-érzékenység modellezésének részletes eredményei

Az egyes élőhelyek elterjedésére illesztett CART modellszámítások összefoglalása. A táblázatban feltüntetésre került az élőhelyek prevalenciája (*n*, a prezenciák száma a teljes mintában); a három CART modell ROC/AUC értéke (*auc.1*: aklimatikus, *auc.2*: klimatikus, *auc.3*: teljes); a modell prediktivitása (*pre*, *auc.3* átskálázva 0 és 1 közé); a klimatikus változók hangsúlyossága a modellben (*dom*, az értelmezését lásd a szövegben); a vizsgált élőhely modellezett éghajlatérzékenysége (*sen*, 0 és 1 között); és a három elvégzett statisztikai próba szignifikanciaszintje (***: $p \leq 0,01$, **: $p \leq 0,05$, *: $p \leq 0,1$; .: $p > 0,2$; az értelmezést lásd a szövegben). Dőlt betűvel a kiemelten éghajlat-érzékenynek talált élőhelyek kerültek kiemelésre

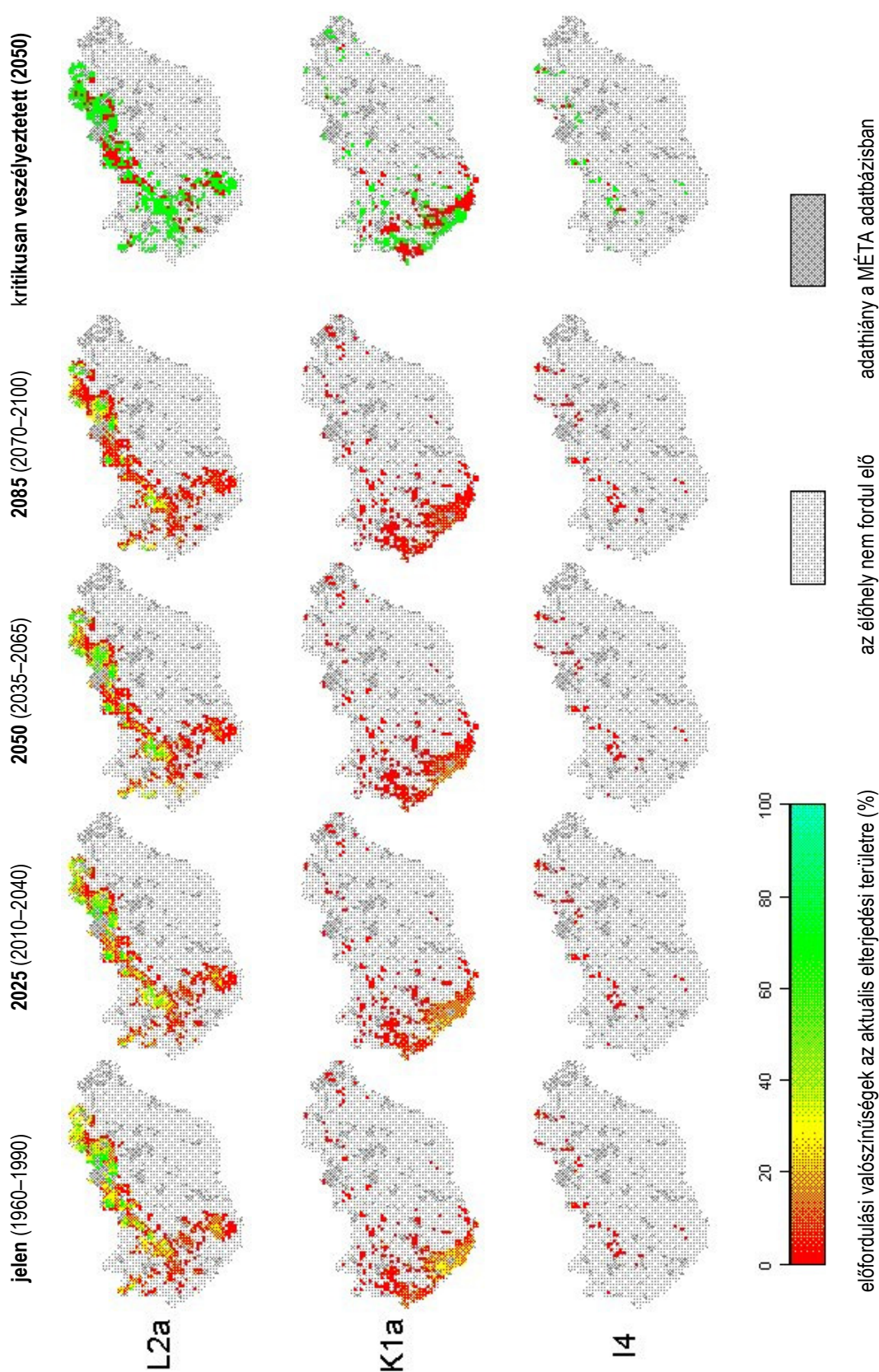
	Élőhely	N	auc.1	auc.2	auc.3	pre	dom	sen	sig.1	sig.2	sig.x
Mészkerülő lomelegyes fenyvesek	N13	28	0.96	0.98	0.98	0.97	1.00	0.97	***	.	
Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek	K2	1302	0.90	0.93	0.93	0.85	1.00	0.85	***		**
Bükkösök	K5	679	0.93	0.95	0.96	0.91	0.93	0.85	***	**	
Cseres-kocsánytalan tölgyesek	L2a	942	0.87	0.93	0.93	0.87	0.94	0.82	***	***	
Gyertyános-kocsányos tölgyesek	K1a	312	0.83	0.90	0.90	0.79	1.00	0.79	***		
Árnyéktűrő nyílt sziklanövényzet	I4	12	0.88	0.91	0.88	0.76	1.00	0.76			***
Veres csenkeszes hegyi rétek	E2	86	0.81	0.87	0.89	0.78	0.83	0.65	***	***	
Hegy-dombvidéki sovány gyepek és szőrfűgyepek	E34	19	0.80	0.85	0.81	0.62	1.00	0.62			***
Cickóros puszták	F1b	601	0.87	0.89	0.91	0.81	0.73	0.60	***	***	
Félszáraz írtásrétek, száraz magaskórósok és erdőssztyeprétek	H4	331	0.83	0.86	0.86	0.73	0.80	0.58	***	***	
Zsíókás és sziki kákás szikes mocsarak	B6	263	0.85	0.87	0.88	0.76	0.77	0.58	***	***	
Franciaperjés rétek	E1	372	0.73	0.78	0.78	0.57	0.89	0.51	***	***	
Égerligetek	J5	449	0.88	0.89	0.93	0.85	0.59	0.50	***	***	
Mészkerülő bükkösök	K7a	29	0.87	0.88	0.91	0.83	0.58	0.48	***	***	
Zárt mészkerülő tölgyesek	L4a	36	0.89	0.90	0.93	0.85	0.55	0.47	***	***	
Sztyepecserjések	M6	21	0.69	0.75	0.72	0.44	1.00	0.44	***		**
Csarabosok	E5	10	0.76	0.79	0.87	0.75	0.59	0.44	***	***	
Ürmöspuszták	F1a	571	0.89	0.89	0.92	0.85	0.45	0.38	***	***	
Szikes rétek	F2	1233	0.89	0.88	0.91	0.83	0.45	0.37	***	***	
Üde mézpázsitos szikfokok	F4	286	0.87	0.86	0.91	0.81	0.45	0.37	***	***	
Padkás szikesek és szikes tavak iszap- és vakszik növényzete	F5	219	0.86	0.85	0.89	0.77	0.43	0.33	***	***	
Éger- és körislápok, égeres mocsárerdők	J2	82	0.72	0.72	0.77	0.53	0.48	0.26	***	***	
Lejtőgyepek egyéb kemény alapközetten	H3a	182	0.88	0.86	0.90	0.79	0.31	0.25	***	***	
Kötött talajú sztyeprétek (löss, agyag, nem köves lejtőhordalék, tufák)	H5a	830	0.76	0.75	0.78	0.57	0.37	0.21	***	***	
Patakparti és lápi magaskórósok	D5	83	0.84	0.81	0.86	0.73	0.29	0.21	***	***	
Cseres-kocsányos tölgyesek	L2b	126	0.84	0.81	0.86	0.72	0.26	0.19	***	***	
Homoki sztyeprétek	H5b	632	0.88	0.85	0.89	0.77	0.22	0.17	***	***	
Ártéri és mocsári magaskórósok	D6	180	0.77	0.68	0.80	0.60	0.18	0.11	***	***	
Nem tűzegképző nádasok, gyékényesek és tavikákások	B1a	1680	0.76	0.66	0.76	0.53	0.03	0.02	***	***	
Mocsárrétek	D34	1248	0.73	0.60	0.74	0.47	0.02	0.01	**	***	
Folyómenti bokorfűzesek	J3	113	0.96	0.62	0.96	0.91	0.00	0.00		***	
Bükkös sziklaerdők	LY3	21	0.96	0.93	0.95	0.90	0.00	0.00		*	
Homoki borókás-nyárasok	M5	34	0.96	0.78	0.95	0.89	0.00	0.00		***	
Fűz-nyár ártéri erdők	J4	385	0.95	0.68	0.94	0.89	0.00	0.00		***	
Törmeléklejtő-erdők	LY2	56	0.94	0.90	0.93	0.86	0.00	0.00		***	
Mész- és melegkedvelő tölgyesek	L1	216	0.92	0.89	0.93	0.85	0.00	0.00	*	***	

	Élőhely	N	auc.1	auc.2	auc.3	pre	dom	sen	sig.1	sig.2	sig.x
Tölgyes jellegű sziklaerdők, tetőerdők és egyéb elegyes üde erdők	LY4	53	0.93	0.87	0.92	0.83	0.00	0.00		***	
Felnyíló mészkedvelő lejtő és törmelékgyepek	H2	90	0.91	0.85	0.91	0.82	0.00	0.00		***	
Molyhos tölgyes bokorerdők	M1	70	0.91	0.82	0.91	0.82	0.00	0.00		***	
Nyílt homokpusztagyepek	G1	159	0.90	0.79	0.90	0.80	0.00	0.00		***	
Nyílt mészkerülő tölgyesek	L4b	15	0.90	0.78	0.90	0.80	0.00	0.00		***	
Szurdokerdők (hegyi juharban gazdag, sziklás talajú, üde erdők)	LY1	38	0.92	0.87	0.90	0.79	0.00	0.00		***	
Nyílt szilikát sziklagyepek	G3	23	0.89	0.82	0.89	0.78	0.00	0.00		***	
Mészkedvelő nyílt sziklagyepek	G2	50	0.89	0.78	0.89	0.78	0.00	0.00		***	
Kékperjés rétek	D2	229	0.87	0.78	0.88	0.75	0.00	0.00	.	***	
Keményfás ártéri erdők	J6	163	0.83	0.69	0.83	0.66	0.00	0.00		***	
Üde természetes pionír növényzet	I1	51	0.83	0.55	0.81	0.63	0.00	0.00		***	
Kocsordos-őszirózsás sziki magaskórósok, rétsztyepek	F3	49	0.80	0.80	0.79	0.59	0.00	0.00			
Vízparti virágkákás, csetkákás, vízi hídörös, mételykórós mocsarak	B3	165	0.78	0.71	0.77	0.54	0.00	0.00		***	
Alföldi zárt kocsányos tölgyesek	L5	95	0.77	0.76	0.77	0.54	0.00	0.00		.	
Harmatkásás, békabuzogányos mocsári-vízparti növényzet	B2	274	0.74	0.66	0.74	0.47	0.00	0.00		***	
Nem zsombékoló magassásrétek	B5	626	0.72	0.59	0.71	0.43	0.00	0.00		***	
Nádas úszólápok, lápos, tözegecs nádasok és télisásosok	B1b	57	0.73	0.50	0.71	0.42	0.00	0.00		***	
Fűzlápok, lápcserjések	J1a	80	0.72	0.53	0.70	0.40	0.00	0.00		***	
Lápi zsombékosok	B4	47	0.69	0.51	0.67	0.34	0.00	0.00		***	
Láprétek (<i>Caricion davallianae</i>)	D1	17	0.63	0.50	0.65	0.29	0.00	0.00		***	
Nyílt, gyepekkel mozaikos homoki tölgyesek	M4	12	0.66	0.50	0.64	0.28	0.00	0.00		***	
Löszfalak és szakadópartok növényzete	I2	14	0.52	0.50	0.51	0.03	0.00	0.00		***	

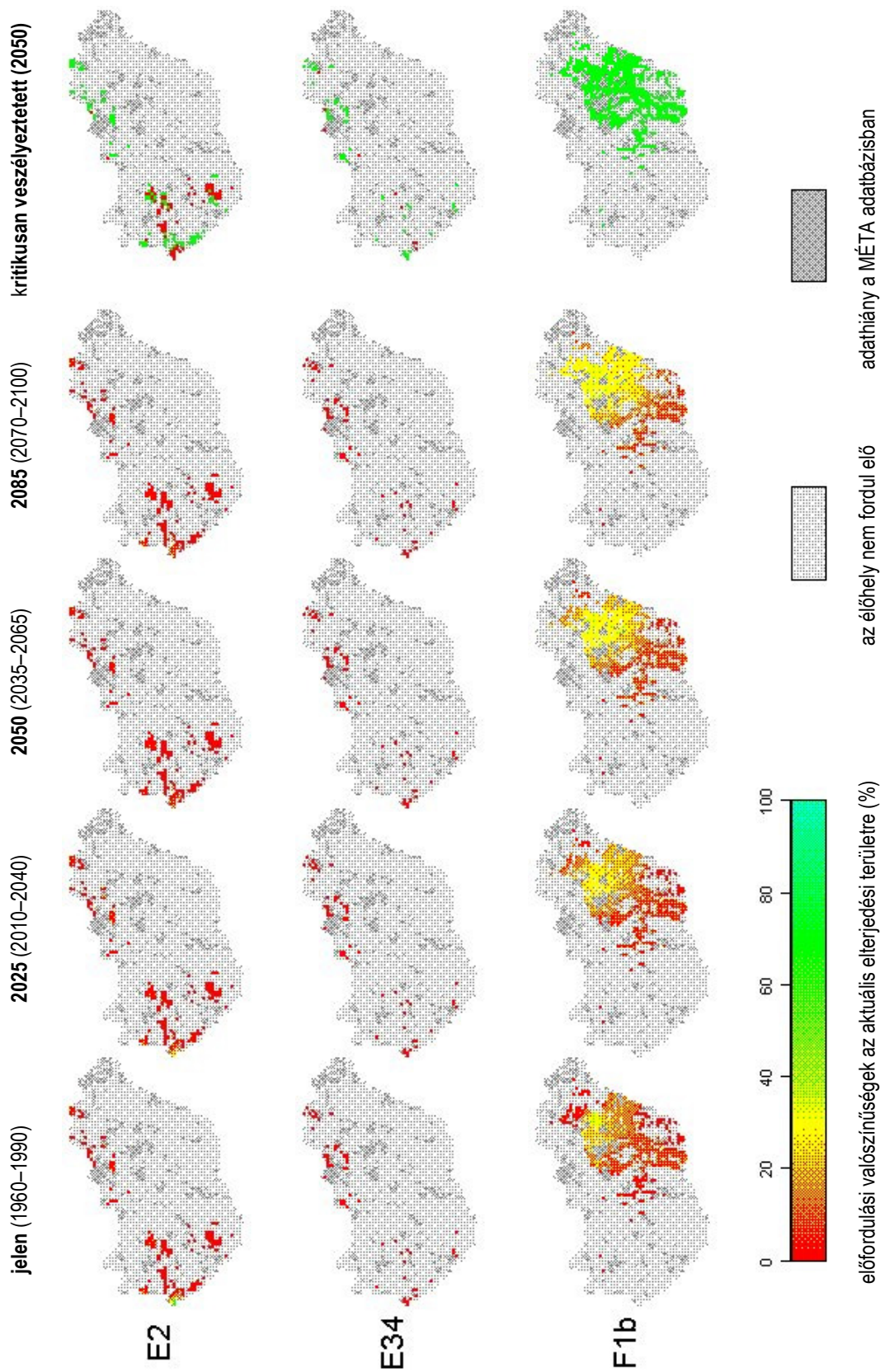
M4 melléklet: Várható hatás térképek a legérzékenyebb élőhelyekről



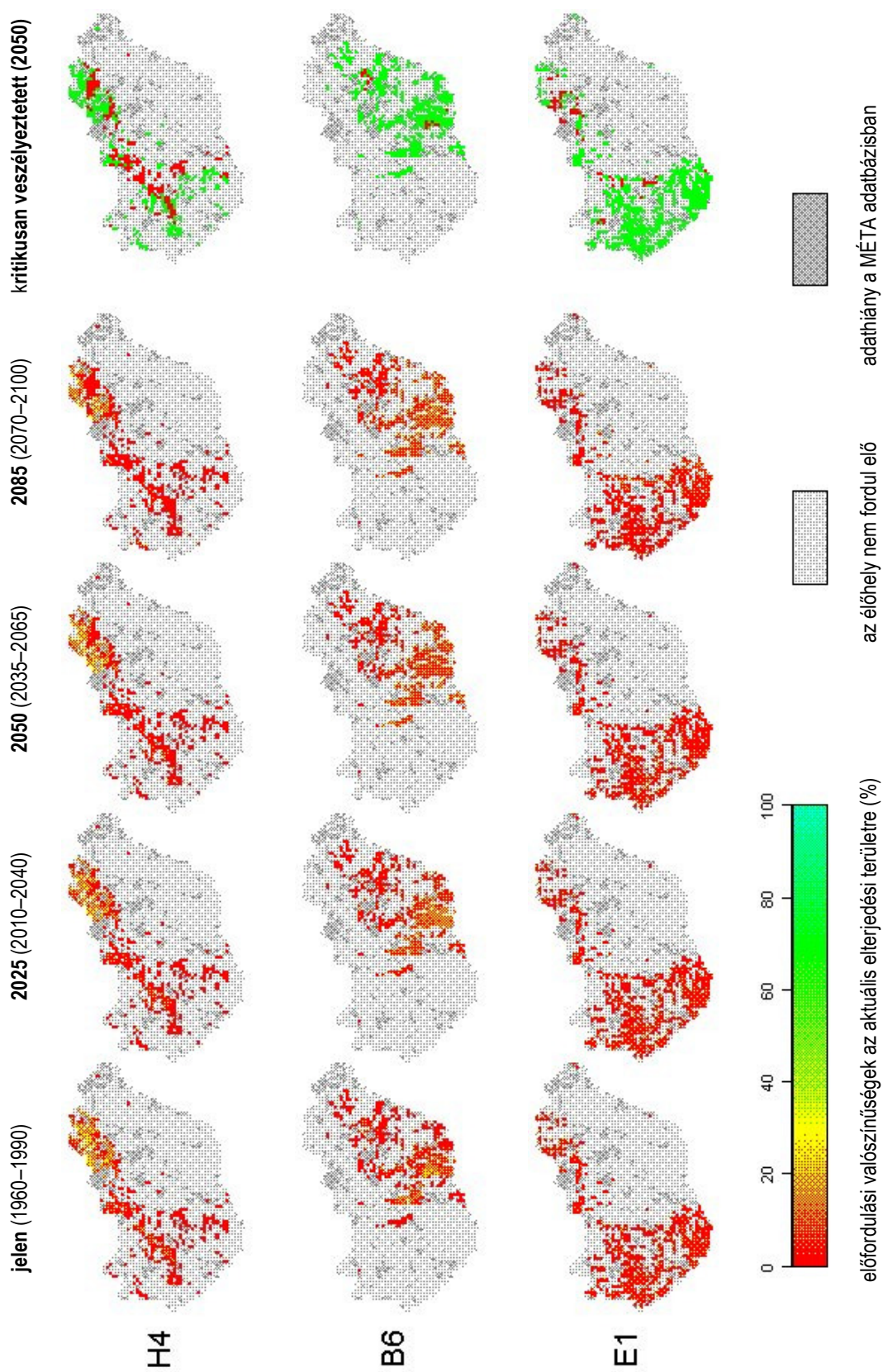
Az éghajlatváltozás várható közvetlen hatása a legnagyobb modellezett éghajlat-érzékenyséű élőhelyekre. Az első négy ábra-oszlopban az élőhelyek várható előfordulási valószínűségei láthatók, az utolsó oszlop pedig az elterjedési terület legérzékenyebben érintett részeit emeli ki pirossal (2050-re legalább 50%-os elterjedési valószínűség csökkenés). Az ábrázolt élőhelyek: Mészkerülő lombszeges fenyesek (N13), Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek (K2), Bükkösök (K5). Leginkább veszélyeztetett területek a K2 és a K5 esetében a Dél-Dunántúl és a hegylábi régiók. A mérskerülő fenyesek teljes hazai elterjedési területükön végveszélybe kerülnek. A két kis zöld pötty a fenyesek utolsó térképén műtermék.



Az ábrázolt élőhelyek: Cseres-kocsánytalan tölgyesek (L2a), Gyertyános-kocsányos tölgyesek (K1a), Árnýkútú nyílt sziklanövényzet (I4). Leginkább veszélyeztetett területek a cseres tölgyesek (L2a) esetében az alacsonyabb térszínen található előfordulások. A gyertyános-kocsányos tölgyesek gyakorlatilag teljes elterjedési területükön jelentős visszatorzulásra/állapotromlásra számíthatnak, de itt is a peremhelyzeti előfordulások (Baranyai Dráva-sík, Zselic) vannak a legrosszabb helyzetben. Az I4-es élőhely számára mindenhol a feltételek egyenletes, közepes mértékű romlását jóslják a modellek. Az ezen és az előző oldalon látható, a bükk és kocsánytalan tölgy dominálta erdőkre kapott eredmények nagymértékben összhangban vannak Mátyás Csaba és kutatócsoportja (Mátyás & Czímber 2004, Gálhidy et al. 2006) hasonló kérdéseket erdészeti adatbázisok segítségével vizsgáló munkájának eredményeivel.



Az ábrázolt élőhelyek: Veres csenkeszes hegyi rétek (E2), Hegy-dombvidéki sovány gyepek és szőrűgyepek (E34), Cickóros puszták (F1b). A hegyi rétek (E2) esetében leginkább a dunántúli állományok vannak kitéve komoly veszélynek, míg a sovány gyepek (E34) előfordulásait országszerte a kezdeti időszakban várhatóan csak kis mértékben veszélyezteti az éghajlatváltozás. A cickóros puszták számára a várható melegedés és szárazodás elterjedési területének nagy részén előnyös változásokat jelent. A hegyi rétek esetén műtermékek tekinthető a legtöbb zöld szín az utolsó térképen: a már ma is igen kicsi előfordulási valószínűséggel rendelkező peremhelyeztetű területeken a modell nem tudja pontosan becsülni a valószínűségek csökkenését.



Az ábrázolt élőhelyek: Felsőszáz irtásrétek, száraz magaskórósok és erdőössztyeprétek (H4), Zsiókás és sziki kákás szikes mocsarak (B6), Franciaperjés rétek (E1). Az irtásrétek (H4) esetén leginkább a középhegység déli oldalán található előfordulások tűnnek veszélyeztetettnek, de ebben az esetben a viszonylag erős éghajlati függés valószínűleg részben műtermék. A kaszálóréteknél (E1) az északi középhegységi állományok vannak leginkább veszélyben, míg a dunántúli elterjedési területükön egyenletesen mérsékelt kockázatnak vannak kitéve. A szikes mocsarak (B6) számára az éghajlati feltételek alig látszanak változni, azonban az élőhely közvetett éghajlatfüggése miatt várhatóan őket is veszélyezteti majd az éghajlatváltozás.

M5 melléklet: A szakértői csoport tagjai által kitöltött kérdőív

Élőhelyek éghajlatváltozás általi veszélyeztetettsége (nem modellezhető várható hatások szakértői becslése)

Az alábbi táblázatban az egyes lektorálandó élőhely-veszélyeztetettségek szerepelnek egy az iskolai osztályozáshoz hasonló ötfokozatú skálán kiértékelve (1-től 5-ig, az 5 a leginkább veszélyeztetett, az 1-es értékek (=”nincs veszélyeztetve”) nincsenek beírva a táblázatba). A jelenleg a táblázatban szereplő értékek a 2007-ben kicsit más rendszerben végzett hasonló szakértői megkérdezések konszenzusa szerepel (minimálisan módosítva). (Az akkori kérdőív nem tért ki az egyes hatásmechanizmusokra, az alábbi táblázatban én osztottam szét az egyes mechanizmusok között a számértékeket a legjobb tudásom, illetve az azóta megjelent publikációkban leírtak alapján.)

A lektorálás során bármely élőhely bármely veszélyeztetettségi értéke tetszőlegesen megváltoztatható (kivéve a modellből számoltak – az 'a' oszlop). A benn lévő értékek elsősorban tájékoztató célúak, illetve a feladat megértését, a ráhangolódást és a szinoptizálódást hivatottak elősegíteni. Bármelyik cella átírható, a jelenleg üres cellákba is lehet értéket írni. (A feladat megértése és egy rövid átolvasás után akár az összes érték törölhető és tiszta lappal kezdhető a táblázat kitöltése.) Indoklás semmilyen változtatáshoz sem szükséges, csak azt szeretném kérni, hogy a feladat megértése után átgondoltan töltsétek ki a cellákat.

További szempontok

- A becsülendő mennyiség az egyes jelenlegi előfordulásokon várható hatás országos átlaga. Tehát itt nem kell azt „enyhítő körülményként” figyelembe venni ha veszélybe kerülő jelenlegi előfordulások helyett esetleg újabbak lesznek alkalmasak (pl. más élőhelyek korábbi élőhelyén).
- Az időtáv a XXI. sz. közepe, amikorra várhatóan 2-2,5 °C-kal lesz melegebb az éves középhőmérséklet, 10–14%-kal csökken a nyári és 1–10%-kal nő a téli csapadék. Azokban az esetekben ahol nagyfokú a rendszer tehetetlensége ott némileg hosszabb távon jelentkező hatások is figyelembe vehetők.

A táblázat egyes oszlopainak definíciói

Modellezett közvetlen éghajlatfüggés (a) – a hazai elterjedésből kimutatható közvetlen éghajlati kapcsolatok. Az élőhely-elterjedési modellekből számított országos átlagos veszélyeztettség (csak tájékoztatásul, ne módosítsátok!).

Becsült közvetlen éghajlatfüggés – a hazai elterjedésben nem tükröződő közvetlen éghajlati kapcsolatok. Ilyenek két fő esetben fordulhatnak elő:

- (5) **Nagyon ritka élőhely (b):** Statisztikailag nem mutatható ki a kapcsolat, amely viszonylag gyenge kapcsolatok és/vagy kis mintaelemszám esetén fordulhat elő. Ezek jellemzően szűktűrűsű, erősen specializált, kis potenciális elterjedési területtel rendelkező élőhelyek (pl. *Bromus pannonicus* sziklagyepek – H1, bükkös sziklaerdők – LY3), időben erősen tranziens és emiatt nehezen térképezhető élőhelyeknél (pl. üde természetes pionír iszapnövényzet – I1), illetve az egykor esetleg jelentősebb elterjedési területéről tájhasználati okokból szélsőségesen visszaszorított élőhelyek esetén fordulhat elő (pl. alföldi erdőtípusok – L5, M2, M3, M5).
- (6) **Déli/száraz elterjedési határ közelében lévő élőhely (c):** Magyarország jelenlegi határain belül nem jelenik meg egy olyan éghajlati kapcsolat, amely amúgy kismértékű éghajlatváltozás esetén is jelentős hatást gyakorolhat a vizsgált élőhelyre. Ez azoknak az élőhelyeknek az esetében fordulhat elő, amelyek jelenlegi előfordulásai

hazánk „klimatikus terének” a meleg és száraz végében helyezkednek el, így a MÉTA adatbázis már nem rendelkezik információval arról, hogy mi történhet velük az éghajlatváltozás következtében.

Közvetett éghajlatfüggés – a természeti visszacsatolásokon keresztül megvalósuló közvetett éghajlatfüggés. Ez elsősorban olyan esetekben fordulhat elő, amikor az adott élőhely elterjedését egy, az éghajlat elsődleges térbeli mintázatához nem kötődő, de mégis makroklimatikusan erősen meghatározott környezeti tényező szabja meg élettelen természeti visszacsatolásokon keresztül. A legfontosabb példák:

- (7) **Bozóttüzek (d):** A melegedés, szárazodás egyik várható következménye a tüzek gyakoribbá válása, mely elsősorban várhatóan a klimatikus határhelyzetben lévő erdőket sújtja.
- (8) **Folyami vízjárás (e):** A hidrológiai rezsim átalakulása (ritkábban jelentkező, de akkor annál magasabb, tartós vízborítással járó árvizek) elsősorban a még megmaradt keményfaligetek számára kedvezőtlen.
- (9) **Feláramló mélységi vizek (f):** A kifejezetten a feláramló mélységi vizekhez, forrásokhoz kötődő élőhelyeket (az összes lápi élőhely, és esetenként más vizes élőhelyek is) hátrányosan tudja érinteni a csapadék csökkenése. Ezek az élőhelyek, amíg a létüket biztosító források megvannak, várhatóan nem fogják különösebben észrevenni a hőmérséklet és a csapadék változásait, ha azonban a feláramló vizek vízhozama csökken, és azok részben vagy teljesen elapadnak, akkor rögtön igen sebezhetővé, veszélyeztetetté válnak (akár bármilyen egyéb klimatikus változás nélkül is). Szintén hatással lehetnek a feláramló vizek egy másik, természetvédelmi szempontból kiemelt jelentőségű élőhely-csoportra is: a szikesekre. A szikesek léte egy meghatározott mértékű kontinentalitás megléte mellett (melynek a jelenlegi tendenciák szerint csak fokozódása várható) első látásra nem forog veszélyben. Hosszú távú fennmaradásukhoz viszont megfelelő kémiai tulajdonságokkal rendelkező mélységi vizek folyamatos feláramlására van szükség.

Köszönöm szépen a segítséget!

Vácrátót, 2010. április 15.

Czúcz Bálint

	élőhely	a	b	c	d	e	f
Állóvízi sulymos, békalencsés, rucaörömös, tócsagazos hínár	A1						
Tündérrózsás, vízitökös, rencés, kolokános (láptavi) hínár	A23						
Áramlóvízi, (nagylevelű) békaszőlős, tündérfátylas hínár	A3a						
Békaliliomos és más lápi hínár	A4						4
Szikes, víziboglárkás, tófonalas vagy csillárkamoszatos hínár	A5						
Nem tűzegképző nádasok, gyékényesek és tavikákások	B1a						
Nádas úszólápok, lápos, tűzeges nádasok és télisásosok	B1b				2		3
Harmatkásás, békabuzogányos mocsári-vízparti növényzet	B2						
Vízparti virágkákás, csetkákás, vízi hídörös, metyelykórós mocsarak	B3						
Lápi zsombékosok	B4				2		3
Nem zsombékoló magassárrétek	B5						
Zsiókás és sziki kákás szikes mocsarak	B6						2
Forrásgyepek	C1						3
Tőzegmohás átmeneti lápok és tőzegmohalápok	C23						5
Láprétek (<i>Caricion davallianae</i>)	D1						4
Kékperjés rétek	D2						3
Mocsárrétek	D34						2
Patakparti és lápi magaskórósok	D5	2					3
Ártéri és mocsári magaskórósok	D6						
Franciaperjés rétek	E1	2					
Veres csenkeszes hegyi rétek	E2	4					
Hegy-dombvidéki sovány gyepek és szőrfűgyepek	E34	2		3			
Csarabosok	E5	5					
Ürmöspuszták	F1a						2
Cickórós puszták	F1b						
Szikes rétek	F2	4					3
Kocsordos-őszirózsás sziki magaskórósok, rétsztyepek	F3						2
Üde mézpázsitos szikfokok	F4						2
Padkás szikesek és szikes tavak iszap- és vakszik növényzete	F5						2
Nyílt homokpusztagyeppek	G1			2			
Mészkedvelő nyílt sziklagyepek	G2						
Nyílt szilikát sziklagyepek	G3						
Zárt sziklagyepek, fajgazdag <i>Bromus pannonicus</i> gyepek	H1		4				
Felnyíló mészkedvelő lejtő és törmelékgyepek	H2						
Lejtőgyepek egyéb kemény alapkőzeten	H3a						
Félszáraz irtásrétek, száraz magaskórósok és erdőssztyeprétek	H4	3					
Kötött talajú sztyeprétek (löss, agyag, nem köves lejtőhordalék, tufák)	H5a						
Homoki sztyeprétek	H5b			2			
Üde természetes pionír növényzet	I1						
Lössfalak és szakadópartok növényzete	I2						
Árnyéktűrő nyílt sziklanövényzet	I4	3					
Fűzlápok, lápcserjések	J1a				2		3
Folyómenti bokorfűzesek	J3				2	2	
Sztyepecserjések	M6	2					
Sziklai cserjések	M7						
Száraz-félszáraz erdő- és cserjés szegélyek	M8						
Nyírlápok, nyíres tőzegmohalápok	J1b				2		4
Éger- és kőrislápok, égeres mocsárerdők	J2	3			3		4
Fűz-nyár ártéri erdők	J4				2	2	

	élőhely	a	b	c	d	e	f
Égerligetek	J5	2			2		
Keményfás ártéri erdők	J6				2	3	
Gyertyános-kocsányos tölgyesek	K1a	4			2		
Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek	K2	3			2		
Bükkösök	K5	3			2		
Mészkerülő bükkösök	K7a	5			2		
Mészkerülő gyertyános-tölgyesek	K7b				2		
Mész- és melegkedvelő tölgyesek	L1				2		
Molyhos tölgyes bokorerdők	M1						
Cseres-kocsánytalan tölgyesek	L2a	2			3		
Cseres-kocsányos tölgyesek	L2b				2		
Hegylábi és dombvidéki elegyes tölgyesek	L2x				3		
Zárt mészkerülő tölgyesek	L4a	2			2		
Nyílt mészkerülő tölgyesek	L4b				2		
Alföldi zárt kocsányos tölgyesek	L5		3	3	4		
Nyílt, gyepekkel mozaikos lösztölgyesek	M2		3	3	3		
Nyílt, gyepekkel mozaikos sziki tölgyesek	M3		3	3	3		
Nyílt, gyepekkel mozaikos homoki tölgyesek	M4		3	3	4		
Homoki borókás-nyárasok	M5			2	2		
Szurdokerdők (hegyi juharban gazdag, sziklás talajú, üde erdők)	LY1		3		2		
Törmeléklejtő-erdők	LY2				2		
Bükkös sziklaerdők	LY3		4		2		
Tölgyes jellegű sziklaerdők, tetőerdők és egyéb elegyes üde erdők	LY4				2		
Mészkerülő lombszegyes fenyvesek	N13	5			2		
Mészkedvelő erdőfenyvesek	N2				2		

M6 melléklet: Szakértői értékelés eredményei

Az egyes élőhelytípusok éghajlati veszélyeztetettségének szakértői értékelése. a-f: az egyes veszélyeztetési mechanizmusokra adott pontszámok átlaga [a: modellezett közvetlen hatás, b: becsült közvetlen hatás (nagyon ritka élőhely), c: becsült közvetlen hatás (déli/száraz elterjedési határ közelében), d: közvetett hatás (bozítottüzek), e: közvetett hatás (folyami vízjárás), f: közvetett hatás (feláramló mélységi vizek)], VH_{a-c} : összesített közvetlen veszélyeztetettség, VH_{d-f} : összesített közvetett veszélyeztetettség, $VH_{össz}$: összesített teljes veszélyeztetettség (várható hatás).

	Élőhely	a	b	c	VH_{a-c}	d	e	f	VH_{d-f}	$VH_{össz}$
Állóvízi sulymos, békalencsés, rucaörömös, tócsagazos hínár	A1	1	1	1	1	1	2	1	2	2
Tündérrózsás, vízitökös, rencés, kolokános (láptavi) hínár	A23	1	1	1	1	1	2	2	2	2
Áramlóvízi, (nagylevelű) békaszőlős, tündérfátylas hínár	A3a	1	1	1	1	1	2	2	2	2
Békaliliomos és más lápi hínár	A4	1	1	1	1	1	1	4	4	4
Szikes, vízboglárkás, tófonalas vagy csillárkamoszatos hínár	A5	1	1	1	1	1	1	2	2	2
Nem tűzegképző nádasok, gyékényesek és tavikákások	B1a	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Nádas úszólápok, lápos, tűzeges nádasok és télisásosok	B1b	1	1	1	1	2	1	3	3	3
Harmatkásás, békabuzogányos mocsári-vízparti növényzet	B2	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Vízparti virágkákás, csetkákás, vízi hídörös, mótelykórós mocsarak	B3	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Lápi zsombékosok	B4	1	1	1	1	2	1	3	3	3
Nem zsombékoló magassárrétek	B5	1	1	1	1	1	2	2	2	2
Zsíókás és sziki kákás szikes mocsarak	B6	1	1	1	1	2	1	2	2	2
Forrásgyepek	C1	1	1	1	1	1	1	4	4	4
Tőzegmohás átmeneti lápok és tőzegmohalápok	C23	1	2	1	2	2	1	5	5	5
Láprétek (<i>Caricion davallianae</i>)	D1	1	2	1	2	2	1	4	4	4
Kékperjés rétek	D2	1	1	1	1	1	1	3	3	3
Mocsárrétek	D34	1	1	1	1	1	2	2	2	2
Patakparti és lápi magaskórósok	D5	2	1	1	2	1	1	3	3	3
Ártéri és mocsári magaskórósok	D6	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Franciaperjés rétek	E1	2	1	1	2	1	1	1	1	2
Veres csenkeszes hegyi rétek	E2	4	1	2	4	1	1	1	1	4
Hegy-dombvidéki sovány gyepek és szőrfűgyepek	E34	2	1	3	3	1	1	1	1	3
Csarabosok	E5	5	2	2	5	1	1	1	1	5
Ürmöspuszták	F1a	1	1	1	1	1	1	2	2	2
Cickórós puszták	F1b	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Szikes rétek	F2	4	1	1	4	1	1	3	3	4
Kocsordos-őszirózsás sziki magaskórósok, rétsztyepek	F3	1	2	1	2	1	1	2	2	2
Úde mézpázsitos szikfokok	F4	1	1	1	1	1	1	2	2	2
Padkás szikesek és szikes tavak iszap- és vakszik növényzete	F5	1	1	1	1	1	1	2	2	2
Nyílt homokpusztagyepék	G1	1	1	2	2	1	1	1	1	2
Mészkezdvelő nyílt sziklagyepek	G2	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Nyílt szilikát sziklagyepek	G3	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Zárt sziklagyepek, fajgazdag <i>Bromus pannonicus</i> gyepek	H1	1	3	1	3	1	1	1	1	3
Felnyíló mészkezdvelő lejtő és törmelékgyepek	H2	1	1	1	1	1	1	1	1	1

	Élőhely	a	b	c	VH _{a-c}	d	e	f	VH _{d-f}	VH _{össz}
Lejtőgyepek egyéb kemény alapkőzeten	H3a	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Félszáraz irtásrétek, száraz magaskórósok és erdőssztyeprétek	H4	2	1	1	2	1	1	1	1	2
Kötött talajú sztyeprétek (löss, agyag, nem köves lejtőhordalék, tufák)	H5a	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Homoki sztyeprétek	H5b	1	1	2	2	1	1	1	1	2
Üde természetes pionír növényzet	I1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Löszfalak és szakadópartok növényzete	I2	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Árnyéktűrő nyílt sziklanövényzet	I4	3	1	1	3	1	1	1	1	3
Fűzlápok, lápcserjések	J1a	1	1	1	1	2	1	3	3	3
Folyómenti bokorfüzesek	J3	1	1	1	1	2	2	1	2	2
Sztyepecserjések	M6	2	1	1	2	2	1	1	2	2
Sziklai cserjések	M7	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Száraz-félszáraz erdő- és cserjés szegélyek	M8	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Nyírlápok, nyíres tőzegmohalápok	J1b	1	2	1	2	2	1	4	4	4
Éger- és kőrislápok, égeres mocsárerdők	J2	3	1	1	3	2	2	4	4	4
Fűz-nyár ártéri erdők	J4	1	1	1	1	1	2	1	2	2
Égerligetek	J5	2	1	1	2	2	1	1	2	2
Keményfás ártéri erdők	J6	1	1	1	1	2	3	1	3	3
Gyertyános-kocsányos tölgyesek	K1a	4	1	2	4	2	1	1	2	4
Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek	K2	3	1	2	3	2	1	1	2	3
Bükkösök	K5	3	1	2	3	2	1	1	2	3
Mészkerülő bükkösök	K7a	5	1	2	5	2	1	1	2	5
Mészkerülő gyertyános-tölgyesek	K7b	1	1	2	2	2	1	1	2	2
Mész- és melegkedvelő tölgyesek	L1	1	1	1	1	2	1	1	2	2
Molyhos tölgyes bokorerdők	M1	1	1	1	1	2	1	1	2	2
Cseres-kocsánytalan tölgyesek	L2a	2	1	1	2	2	1	1	2	2
Cseres-kocsányos tölgyesek	L2b	1	1	1	1	2	1	1	2	2
Hegylábi és dombvidéki elegyes tölgyesek	L2x	1	2	1	2	2	1	1	2	2
Zárt mézskerülő tölgyesek	L4a	2	1	1	2	2	1	1	2	2
Nyílt mézskerülő tölgyesek	L4b	1	1	1	1	2	1	1	2	2
Alföldi zárt kocsányos tölgyesek	L5	1	3	3	3	3	1	2	3	4
Nyílt, gyepekkel mozaikos lösztölgyesek	M2	1	3	3	3	3	1	1	3	4
Nyílt, gyepekkel mozaikos sziki tölgyesek	M3	1	3	3	3	3	1	1	3	4
Nyílt, gyepekkel mozaikos homoki tölgyesek	M4	1	3	3	3	4	1	1	4	4
Homoki borókás-nyárasok	M5	1	1	2	2	2	1	1	2	2
Szurdokerdők (hegyi juharban gazdag, sziklás talajú, üde erdők)	LY1	1	3	2	3	2	1	1	2	3
Törmeléklejtő-erdők	LY2	1	1	1	1	2	1	1	2	2
Bükkös sziklaerdők	LY3	1	4	1	4	2	1	1	2	4
Tölgyes jellegű sziklaerdők, tetőerdők és egyéb elegyes üde erdők	LY4	1	1	1	1	2	1	1	2	2
Mészkerülő lomelegyes fenyvesek	N13	5	1	1	5	2	1	1	2	5
Mészkedvelő erdeifenyvesek	N2	1	1	1	1	3	1	1	3	3

M7 melléklet: Homoki fajlista a parlagregeneráció sikerességének a jellemzésére

Az alábbi fajlista azokat az őshonos fajokat tartalmazza, melyek a Jedlik program (Rédei et al. 2008) terepmunkája során készült, a teljes Duna-Tisza közti homokhátságot és az összes természetes és természetközeli homoki élőhelyet reprezentáló 166 cönológiai felvétel közül legalább 10-ben legalább 1%-os borítást érnek el (homoki „specialista” fajlista, 50 faj). Az őshonosság kritériuma miatt egyedül az akác (*Robinia pseudo-acacia*) maradt ki.

Alkanna tinctoria, *Artemisia campestris*, *Bassia laniflora*, *Berberis vulgaris*, *Bothriochloa ischaemum*, *Bromus squarrosus*, *Calamagrostis epigeios*, *Carex flacca*, *Carex liparicarpos*, *Centaurea arenaria*, *Chrysopogon gryllus*, *Convallaria majalis*, *Crataegus monogyna*, *Cynodon dactylon*, *Dianthus serotinus*, *Elymus repens*, *Eryngium campestre*, *Euphorbia cyparissias*, *Euphorbia seguieriana*, *Festuca rupicola* s.l., *Festuca vaginata*, *Fumana procumbens*, *Galium verum*, *Gypsophila fastigiata*, *Helianthemum nummularium* s.l., *Juniperus communis*, *Koeleria glauca*, *Ligustrum vulgare*, *Medicago falcata*, *Melica transsilvanica*, *Ononis spinosa*, *Phleum phleoides*, *Poa bulbosa*, *Poa pratensis* s.l., *Polygonatum latifolium*, *Polygonatum odoratum*, *Populus alba-canescens*, *Potentilla arenaria*, *Prunus spinosa*, *Quercus robur*, *Rhamnus cathartica*, *Rubus caesius*, *Salix rosmarinifolia*, *Scabiosa ochroleuca*, *Scirpoides holoschoenus*, *Silene borysthena*, *Stipa borysthena*, *Stipa capillata*, *Teucrium chamaedrys*, *Thymus odoratissimus*

Köszönetnyilvánítás

Szeretném megköszönni a segítő kezet és az inspiratív beszélgetéseket témavezetőimnek Kröel-Dulay Györgynek és Tőkei Lászlónak, valamint Molnár Zsoltnak, Torda Gergelynek, Botta-Dukát Zoltánnak és Horváth Ferencnek. A MÉTA adatbázis létrejöttéért és használatáért nagyon hálás vagyok Molnár Zsoltnak és Horváth Ferencnek, valamint minden MÉTA fejlesztőnek, kurátornak, térségfelelősnek, térképezőnek és adatbevivőnek. A KISKUN LTSER program keretében gyűjtött adatok használatának a lehetőségét nagyon köszönöm Szabó Rebekának, Csecserits Anikónak, Rédei Tamásnak, Szitár Katalinnak, Kröel-Dulay Györgynek és a Jedlik program minden szervezőjének és résztvevőjének. Az élőhelyek lappangó éghajlati veszélyeztetettségének a felmérésében való közreműködésüket ezúton is köszönöm a szakértői csoport tagjainak, azaz Botta-Dukát Zoltánnak, Bölöni Jánosnak, Deák József Áronnak, Molnár Csabának, Molnár Zsoltnak, Rédei Tamásnak és Somodi Imeldának. Torda Gergőnek és Kovács Eszternek szeretném megköszönni mindazt a segítséget, melyet az elemzés térinformatikai részében nyújtottak.

I would like to thank Wolfgang Cramer, Sabine Lütke-meier, Dagmar Schröter, and all the organizers for the wonderful two weeks of the 1st ALTER-Net Summer School in Peyresq, 2006, where I first learned about the Vulnerability Assessment methodology and all the story of this thesis actually started.

És végül de nem utolsósorban különösen hálás vagyok azoknak, akik nekem a legdrágábbak, Juditnak, Gellértnek és Ágostonnak, hogy türelemmel segítették, hogy ez a dolgozat elkészüljön.